Série de la Protection de l'environnement

Environment Canada Environnement
Rapport (Canada. Environnement Canada)
No: 3 Date: 910100 HA/8
TD 180 R46
C6FF
20391031
Exc 1

Programme conjoint d'étude de méthodes d'essai pour l'évaluation des déchets solidifiés

Rapport SPE 3/HA/8
Janvier 1991

Canada

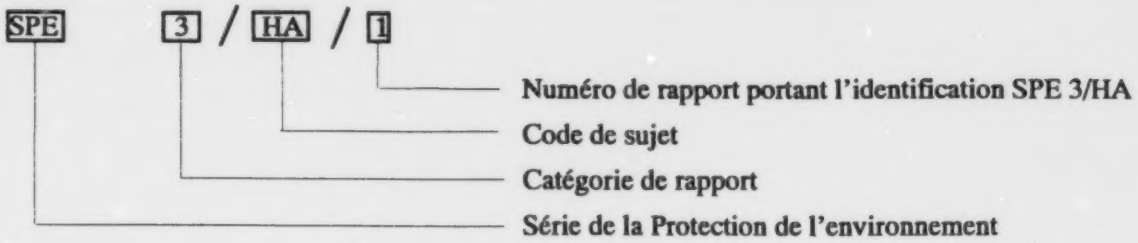
Environnement Canada
Environment Canada

EPA
United States Environmental Protection Agency

92-01704/

SÉRIE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

Exemple de numérotation :



Catégories

1 Règlements/Lignes directrices/ Codes de pratiques
2 Évaluation des problèmes et options de contrôle
3 Recherche et développement technologique
4 Revues de la documentation
5 Inventaires, examens et enquêtes
6 Évaluations des impacts sociaux, économiques et environnementaux
7 Surveillance
8 Propositions, analyses et énoncés de principes généraux
9 Guides

Sujets

AG Agriculture
AN Technologie anaérobie
AP Polluants atmosphériques
AT Toxicité aquatique
CC Produits chimiques commerciaux
CE Consommateurs et environnement
CI Industries chimiques
FA Activités fédérales
FP Traitement des aliments
HA Déchets dangereux
IC Chimie inorganique
MA Pollution marine
MM Exploitation minière et traitement des minéraux
NR Régions du Nord et rurales
PF Papier et fibres
PG Production d'électricité
PN Pétrole et gaz naturel
RA Réfrigération et climatisation
RM Méthodes de référence
SF Traitements de surface
SP Déversements de pétrole et de produits chimiques
SRM Méthodes de référence normalisées
TS Systèmes de transport
TX Textiles
UP Pollution urbaine
WP Protection/préservation du bois

Des sujets et des codes additionnels sont introduits au besoin. On peut obtenir une liste des publications de la SPE en s'adressant aux Publications de la Protection de l'environnement, Conservation et Protection, Environnement Canada, Ottawa (Ontario) K1A 0H3.

Cette publication est imprimée sur du papier contenant des rebuts recyclés.

Programme conjoint d'étude de méthodes d'essai pour l'évaluation des déchets solidifiés

par

J.A. Stegemann et P.L. Côté

Centre technique des eaux usées
Environnement Canada

Ce programme a été mené avec la collaboration et le soutien d'Environnement Canada, de l'Environmental Protection Agency des États-Unis et l'Alberta Environment

Rapport SPE 3/HA/8
Janvier 1991

DONNÉES DE CATALOGAGE AVANT PUBLICATION (CANADA)

Stegemann, J.A.

Programme conjoint d'étude de méthodes d'essai
pour l'évaluation des déchets solidifiés

(Rapport ; SPE 3/HA/8)
Comprend un résumé en anglais.
"Ce programme a été mené avec la collaboration
et le soutien d'Environnement Canada, de
l'Environmental Protection Agency des États-Unis
et l'Alberta Environment."
Comprend des références bibliographiques.
ISBN 0-662-96916-2
N° de cat. MAS En49-4/3-8F

1. Décharges contrôlées -- Lixiviation. 2. Déchets
dangereux -- Essais. 3. Déchets -- Élimination.
I. Côté, P.L. II. Canada. Environnement Canada.
III. Centre technique des eaux usées (Canada).
IV. États-Unis. Environmental Protection Agency.
V. Alberta. Alberta Environment. VI. Coll.:
Rapport (Canada. Environnement Canada) ; SPE 3/HA/8.
VII. Titre.

TD795.7S7314 1991 628.4'4564 C91-098660-6

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1991
N° de catalogue En 49-4/3-8F
ISBN 0-662-96916-2

Avis de révision

Le présent rapport a été révisé par la Direction du développement technologique d'Environnement Canada, qui en a approuvé la publication. Cette approbation ne signifie pas nécessairement que le contenu soit conforme aux vues et aux politiques d'Environnement Canada. La mention de marques de commerce ou de produits commerciaux ne constitue pas une recommandation ou une approbation de leur emploi.

Commentaires

Les personnes qui désirent faire part de leurs commentaires sur la teneur du présent rapport sont priées de les adresser à :

H.W. Campbell
Centre technique des eaux usées
Environnement Canada
867, boul. Lakeshore
Burlington (Ontario)
L7R 4A6

This report is also available in English under the title *Investigation of Test Methods for Solidified Waste Evaluation - A Cooperative Program.* For copies, please contact:

Environmental Protection Publications
Conservation and Protection
Environment Canada
Ottawa, Ontario
K1A 0H3

Résumé

*Une étude a été entreprise par Environnement Canada, en collaboration avec l'*Environmental Protection Agency *(EPA) des États-Unis, l'*Alberta Environment *et 15 participants industriels oeuvrant dans le développement ou la commercialisation de techniques de solidification, afin d'élaborer et de valider 16 méthodes d'essai en laboratoire pour l'évaluation des propriétés physiques et chimiques des déchets solidifiés.*

Environnement Canada et l'EPA ont fourni aux 15 participants industriels cinq déchets dangereux non traités. Les participants industriels ont appliqué leurs propres procédés aux déchets et ont renvoyé les produits solidifiés à quatre laboratoires au Canada et aux États-Unis aux fins d'essai. On a fait subir aux produits solidifiés sept essais physiques, cinq essais de lixiviation et quatre essais basés sur des méthodes de caractérisation micromorphologique.

Bien que la reproductibilité des différentes méthodes ait varié d'excellente à moyenne, la reproductibilité de l'ensemble des méthodes était suffisante pour que ces dernières constituent des outils précieux pour l'évaluation des propriétés d'une vaste gamme de déchets solidifiés.

Les propriétés mesurées lors des différents essais montrent que la plupart des produits solidifiés sont des matériaux résistants et durables, de perméabilité moyenne, qui immobilisent efficacement les métaux lourds contaminants tout en retenant peu les composés organiques.

Abstract

A study was undertaken by Environment Canada, in conjunction with the United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA), Alberta Environment, and 15 industrial participants involved in developing or marketing solidification technology, to develop and validate 16 laboratory test methods for evaluating the physical and chemical properties of solidified wastes.

Environment Canada and U.S. EPA provided the 15 industrial participants with five untreated hazardous wastes. The industrial participants applied their proprietary processes to the wastes and returned the solidified products to four laboratories in Canada and the United States for testing. Seven physical tests, five leaching tests, and four micromorphological characterization methods were applied to the solidified products.

Although the reproducibilities of the different methods ranged from excellent to only fair, all of the methods were sufficiently reproducible to be valuable tools for evaluating the properties of a wide variety of solidified wastes.

The properties measured in the various tests show that the majority of solidified products are strong, durable materials of intermediate permeability, which immobilize heavy metal contaminants effectively, while providing little containment of organic compounds.

Table des matières

Résumé v
Abstract vi
Liste des tableaux xi
Liste des figures xv
Liste des plaques xvii
Remerciements xix
Sommaire xx

Section 1
Introduction 1
1.1 Objectifs 3
1.2 Approche 3

Section 2
Déchets 6
2.1 Déchets bruts 6
2.1.1 Solution synthétique du CTEU 6
2.1.2 Boue synthétique de la WES 9
2.1.3 Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium 9
2.1.4 Sédiment de dragage 10
2.1.5 Sol contaminé par une solution de préservation du bois 10
2.2 Déchets solidifiés 10
2.2.1 Solution synthétique du CTEU 14
2.2.2 Boue synthétique de la WES 14
2.2.3 Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium 15
2.2.4 Sédiment de dragage 15
2.2.5 Sol contaminé par une solution de préservation du bois 15

Section 3
Méthodes d'essai pour l'évaluation des déchets solidifiés 16
3.1 Méthodes d'évaluation physique 16
3.1.1 Masse volumique en vrac 17
3.1.2 Densité 17
3.1.3 Teneur en eau 17
3.1.4 Conductivité hydraulique 17
3.1.5 Résistance à la compression sans étreinte latérale . . . 18
3.1.6 Résistance à l'altération par gel-dégel 18

3.1.7 Résistance à l'altération par mouillage-séchage **18**
3.2 Méthodes d'évaluation chimique **19**
3.2.1 Extraction à l'équilibre **19**
3.2.2 Essai de lixiviation TCLP de l'EPA **19**
3.2.3 Capacité de neutralisation de l'acide **19**
3.2.4 Extraction chimique séquentielle **19**
3.2.5 Essai de lixiviation dynamique **20**
3.3 Analyse chimique des lixiviats **20**
3.4 Méthodes d'évaluation micromorphologique **20**
3.4.1 Diffraction aux rayons X **20**
3.4.2 Microscopie électronique à balayage **20**
3.4.3 Analyse aux rayons X à dispersion d'énergie **22**
3.4.4 Microscopie optique **23**

Section 4
Méthodes d'analyse de la reproductibilité **24**
4.1 Conception statistique des essais **24**
4.2 Contrôle de la qualité **25**
4.3 Analyse statistique des résultats **26**
4.3.1 Reproductibilité intralaboratoire **26**
4.3.2 Reproductibilité interlaboratoire **27**

Section 5
Résultats et reproductibilité des méthodes d'essai **29**
5.1 Résultats des évaluations physiques **29**
5.1.1 Masse volumique en vrac **29**
5.1.2 Densité **31**
5.1.3 Teneur en eau **33**
5.1.4 Propriétés physiques calculées **35**
5.1.5 Conductivité hydraulique **37**
5.1.6 Résistance à la compression sans étreinte latérale . . . **38**
5.1.7 Résistance à l'altération par gel-dégel **39**
5.1.8 Résistance à l'altération par mouillage-séchage **42**
5.2 Résultats de l'évaluation chimique **44**
5.2.1 Extraction à l'équilibre **44**
5.2.2 Essai de lixiviation TCLP de l'EPA **47**
5.2.3 Capacité de neutralisation de l'acide **51**
5.2.4 Extraction chimique séquentielle **52**
5.2.5 Essai de lixiviation dynamique **56**
5.3 Résultats de l'évaluation micromorphologique **62**
5.3.1 Diffraction aux rayons X **62**
5.3.2 Microscopie électronique à balayage **69**
5.3.3 Analyse aux rayons X à dispersion d'énergie **76**
5.3.4 Microscopie optique **82**

Section 6
Effets de la solidification 87
6.1 Propriétés physiques 87
6.2 Propriétés chimiques 88
6.2.1 Extraction à l'équilibre 88
6.2.2 Essai de lixiviation TCLP de l'EPA 90
6.2.3 Capacité de neutralisation de l'acide 93
6.2.4 Extraction chimique séquentielle 93
6.2.5 Essai de lixiviation dynamique 96
6.3 Propriétés micromorphologiques 97

Section 7
Conclusions et recommandations 101
7.1 Déchets bruts 101
7.2 Propriétés des déchets solidifiés 101
7.3 Méthodes d'évaluation physique 101
7.3.1 Propriétés mécaniques 102
7.3.2 Conductivité hydraulique 103
7.3.3 Durabilité 103
7.4 Méthodes d'évaluation chimique 104
7.4.1 Extraction à l'équilibre 104
7.4.2 Essai de lixiviation TCLP de l'EPA 106
7.4.3 Capacité de neutralisation de l'acide 108
7.4.4 Extraction chimique séquentielle 109
7.4.5 Essai de lixiviation dynamique 111
7.5 Méthodes d'évaluation micromorphologique 112
7.6 Recommandations 113
7.6.1 Sources d'erreur 113
7.6.2 Potentiel d'application des méthodes d'essai 114
7.6.3 Travaux futurs 114

Références 115

Annexe A
Renseignements des participants industriels 119

Remarque : Les annexes ci-dessous n'ont pas été incluses dans le présent rapport, mais sont disponibles sur demande auprès du :

Centre technique des eaux usées
Case postale 5050
Burlington (Ontario)
L7R 4A6

Annexe B
Méthodes d'essai pour l'évaluation des déchets solidifiés

Annexe C
Caractéristiques des déchets bruts

Annexe D
Caractéristiques des produits solidifiés

Annexe E
Résumé des essais

Annexe F
Données des essais physiques

Annexe G
Données des essais chimiques

Annexe H
Résultats de la caractérisation micromorphologique

Annexe I
Données du contrôle de la qualité

Annexe J
Analyse statistique

Liste des tableaux

1 Les participants et leurs responsabilités 4

2 Méthodes d'extraction pour la caractérisation des déchets bruts 7

3 Résumé des concentrations de contaminants des déchets bruts 8

4 Autres caractéristiques des déchets bruts 8

5 Intervalles de variation des dates de solidification . . . 12

6 Facteurs de changement de poids des produits solidifiés 12

7 Différences en % entre les concentrations de contaminants mesurées et calculées dans les déchets solidifiés 13

8 Méthodes d'essai pour l'évaluation des déchets solidifiés 16

9 Procédures de préparation des échantillons 21

10 Méthodes de mesure 22

11 Système de distribution des échantillons 24

12 Résumé des masses volumiques en vrac pour tous les produits solidifiés 30

13 Résumé des densités mesurées au moyen de la méthode par voie humide pour tous les produits solidifiés 31

14 Résumé des densités mesurées au moyen de la méthode par voie sèche pour tous les produits solidifiés 32

15 Résumé des teneurs en eau pour tous les produits solidifiés 34

16 Résumé des facteurs de changement de volume pour tous les produits solidifiés 35

17 Résumé des porosités calculées pour tous les produits solidifiés **36**

18 Résumé des conductivités hydrauliques pour tous les produits solidifiés **38**

19 Résumé des résistances à la compression sans étreinte latérale de tous les produits solidifiés **39**

20 Résumé des résultats des essais de gel-dégel
(a) Produits solidifiés qui n'ont pas résisté aux 12 reprises du cycle
(b) Produits solidifiés ayant résisté aux 12 reprises du cycle **41**

21 Résumé des résultats des essais de mouillage-séchage
(a) Produits solidifiés qui n'ont pas résisté aux 12 reprises du cycle
(b) Produits solidifiés ayant résisté aux 12 reprises du cycle **43**

22 Résumé des concentrations mesurées lors de l'extraction à l'équilibre de tous les produits solidifiés **45**

23 Résumé des statistiques pour les concentrations mesurées lors de l'extraction à l'équilibre **46**

24 Résumé des concentrations mesurées au moyen de l'essai de lixiviation TCLP pour tous les produits solidifiés **48**

25 Résumé des statistiques pour les concentrations mesurées lors de l'essai de lixiviation TCLP **49**

26 Résumé des résultats de la détermination de la capacité de neutralisation de l'acide **52**

27 Résumé des contaminants, exprimés en %, calculés à partir des fractions obtenues par extraction chimique séquentielle **54**

28 Résumé des statistiques pour les pourcentages de contaminants calculés à partir des fractions obtenues par extraction chimique séquentielle 55

29 Résumé des indices de lixiviabilité de tous les produits solidifiés 57

30 Résumé des statistiques des indices de lixiviabilité 57

31 Observations par diffraction aux rayons X
(a) Produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU
(b) Produits solidifiés de la boue synthétique de la WES
(c) Produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois 63

32 Observations par microscopie électronique à balayage
(a) Produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU
(b) Produits solidifiés de la boue synthétique de la WES
(c) Produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois 70

33 Analyses aux rayons X à dispersion d'énergie
(a) Produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU
(b) Produits solidifiés de la boue synthétique de la WES
(c) Produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois 83

34 Résumé des concentrations mesurées au moyen de l'extraction à l'équilibre dans les déchets bruts . . . 89

35 Résumé des concentrations mesurées au moyen de l'essai de lixiviation TCLP dans les déchets bruts . . . 91

36 Résumé des contaminants, exprimés en %, calculés à partir des fractions obtenues par extraction chimique séquentielle pour les déchets bruts 94

37 Conclusions dérivées de la caractérisation micromorphologique **98**

38 Résumé des résultats des essais physiques **102**

39 Résumé des résultats de l'extraction à l'équilibre **105**

40 Résumé des résultats de l'essai de lixiviation TCLP . .**107**

41 Résumé des résultats de la capacité de neutralisation de l'acide **109**

42 Résumé des résultats de l'extraction chimique séquentielle **110**

43 Résumé des résultats de l'essai de lixiviation dynamique **112**

Liste des figures

1 Données de l'essai de lixiviation dynamique montrant la libération contrôlée par diffusion du cyanure et le contrôle par diffusion suivant la résistance initiale à la lixiviation 59

2 Données de l'essai de lixiviation dynamique montrant la libération contrôlée par diffusion du plomb suivant un lavage initial rapide 60

3 Données de l'essai de lixiviation dynamique montrant une relation linéaire entre la quantité d'arsenic lixiviée et le temps 60

4 Spectre de diffraction aux rayons X caractéristique du ciment Portland 65

5 Exemple de diffraction aux rayons X d'un produit solidifié renfermant du ciment Portland 65

6 Spectre de diffraction aux rayons X caractéristique des cendres volantes de type C 66

7 Spectre de diffraction aux rayons X caractéristique des cendres volantes de type F 66

8 Exemple de spectre de diffraction aux rayons X d'un produit solidifié contenant des cendres volantes 67

9 Exemple de spectre de diffraction aux rayons X montrant l'interaction entre le phénol et la matrice 67

10 Spectre de diffraction aux rayons X de la boue synthétique de la WES 68

11 Exemple de spectre de diffraction aux rayons X d'un produit solidifié contenant la boue synthétique de la WES 68

12 Spectre de diffraction aux rayons X du sol contaminé par une solution de préservation du bois **69**

Liste des plaques

1 Cristaux en aiguille caractéristiques de l'ettringite 73

2 Cristaux en forme de plaque caractéristiques de la portlandite, du monosulfate et de l'hydrate double de calcium et d'aluminium 73

3 Cristaux en forme de plaque caractéristiques de la portlandite, du monosulfate et de l'hydrate double de calcium et d'aluminium 74

4 Ciment Portland hydraté montrant des hydrates de silicate de calcium en forme de doigt 74

5 Hydrate de silicate de calcium dense à structure écailleuse 75

6 Particules sphériques de cendre volante 75

7 Produits de la réaction à la surface de la cendre volante 76

8 Cristaux de sulfate de calcium 77

9 Structure vitreuse alvéolaire 77

10 Frustules de diatomées fossilisées 78

11 Boue synthétique de la WES 78

12 Particule de boue encapsulée 79

13 Multiples particules de boue encapsulées 79

14 Sol contaminé par une solution de préservation du bois 80

15 Fibre de bois 80

16 Grain de quartz 81

17 Microscopie optique montrant des particules opaques **86**

18 Microscopie optique montrant des particules opaques dans la boue synthétique de la WES **86**

Remerciements

Il serait impossible de mentionner tous ceux qui ont contribué au succès de ce programme, mais nous remercions particulièrement les personnes qui ont représenté les organismes suivants au sein du comité directeur : l'*Alberta Environmental Centre* (AEC), l'*Army Engineer's Waterways Experiment Station* (WES) des États-Unis, la *Louisiana State University* (LSU), le Centre technique des eaux usées (CTEU) et la Direction des programmes industriels (DPI) d'Environnement Canada (EC), l'*Office of Solid Wastes* (OSW) et le *Risk Reduction Engineering Research Laboratory* (RRERL) de l'*Environmental Protection Agency* (EPA) des États-Unis, Dynamac Corporation et Radian Corporation.

M. Trevor Bridle (auparavant au CTEU), M. Albert Liem (AEC), M. Peter Hannak (auparavant à l'AEC), M. Mark Bricka (WES), M. Harvill Eaton (LSU), M. David Friedman (OSW), M. Carleton Wiles (RRERL) et M^me^ Nancy Porter-Cathcart (auparavant à la DPI) ont contribué à la planification et à l'organisation du programme et à la révision du rapport final.

M. Rob Caldwell (CTEU), M^me^ Teresa Holmes (WES), M. Doug Thompson, M. Jerry Jones et M. Mark Bradbury (tous auparavant à la WES), M. Amitava Roy (LSU) et M^me^ Diana Chau ont apporté leur précieuse contribution à l'étape d'expérimentation en laboratoire du programme. Nous remercions également le personnel d'analyse du CTEU, de l'AEC, de la WES et de Radian Corporation. De plus, nous adressons des remerciements particuliers à M. Ron Ramsay (auparavant chez Dynamac Corporation) pour l'efficacité de la tenue à jour des dossiers et de la distribution des déchets solidifiés.

Enfin, en ce qui a trait aux déchets solidifiés testés au cours du programme, nous remercions les 15 participants industriels pour leur collaboration et leur contribution.

A&A Anderson Tank Service
Chemfix Technologies Inc.
Chemical Waste Management Inc.
Dansk Beton Teknik A/S
Dofasco Incorporée
Harmon Environmental Services
Université McGill
Peterson Contractors Inc.
The PQ Corporation
Solidtek Systems Inc.
Stablex Canada Inc.
Tricil Limitée
United States Gypsum Company
Velsicol Chemical Corporation
West-Paine Laboratories Inc.

Sommaire

Avant-propos

L'enfouissement constitue la méthode d'élimination de choix pour les nombreux déchets dangereux qui ne sont ni recyclables, ni dégradables, ni combustibles pour des raisons pratiques ou économiques. Les processus de solidification sont conçus pour améliorer les caractéristiques physiques et chimiques des déchets dangereux afin d'empêcher la contamination par des substances toxiques de l'environnement entourant un site d'enfouissement.

Les nombreux fournisseurs de procédés de solidification ont différentes prétentions concernant les degrés variables auxquels les techniques de traitement affectent les propriétés du déchet visé. Jusqu'ici, il n'existait pas de méthode d'évaluation cohérente des déchets solidifiés. En conséquence, on disposait de peu d'informations fiables quant aux propriétés réelles des déchets solidifiés.

L'évaluation de l'efficacité des procédés de solidification est un problème auquel sont confrontés l'industrie et les responsables de la réglementation. Il est nécessaire d'instituer un protocole d'évaluation normalisé afin de permettre à l'industrie d'élaborer et d'utiliser des procédés de solidification efficaces et aux responsables de la réglementation d'assurer une protection suffisante de l'environnement. Les organismes de réglementation requièrent également davantage d'informations sur les propriétés des déchets solidifiés, lesquelles les aideraient à établir des lignes directrices et des normes visant à protéger le public.

En réponse à ce besoin, une étude a été mise en oeuvre par Environnement Canada, en collaboration avec l'*Environmental Protection Agency* (EPA) des États-Unis, l'*Alberta Environment* et 15 participants industriels canadiens, américains et européens oeuvrant dans l'élaboration ou la commercialisation des techniques de solidification. Cette étude avait pour but d'élaborer et d'évaluer 16 méthodes d'essai en laboratoire permettant de caractériser les propriétés physiques et chimiques d'une grande variété de déchets solidifiés. Les résultats de cette étude sont décrits dans le présent rapport.

Objectifs

Le programme conjoint avait comme objectif :

1) d'élaborer un ensemble de méthodes d'essai en laboratoire permettant de caractériser les propriétés physiques et chimiques d'une grande variété de déchets solidifiés;

2) d'évaluer l'ensemble des méthodes d'essai en utilisant des déchets réels ainsi que des procédés de solidification commerciaux existants tout en produisant des données sur la reproductibilité de ces méthodes d'essai;

3) de promouvoir l'élaboration d'une base de données internationale des propriétés des déchets solidifiés pouvant être produits par la technologie actuelle, afin d'aider les organismes de réglementation et l'industrie du traitement des déchets à établir des lignes directrices;

4) de fournir une base à l'élaboration continue de méthodes d'essai et de modèles mathématiques;

5) d'encourager à l'échelle internationale le recours aux méthodes d'essai afin de parvenir à une évaluation comparative uniformisée des déchets solidifiés.

Approche

Environnement Canada et l'EPA ont fourni aux 15 participants industriels des échantillons de leur choix de cinq déchets dangereux non traités, complètement caractérisés : deux déchets synthétiques contenant des métaux lourds, une boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium, des sédiments de dragage et un échantillon de sol contaminé par une solution de préservation du bois. Les participants industriels ont appliqué leurs propres procédés aux déchets et les ont renvoyés aux fins d'essai.

Sept essais physiques et cinq essais de lixiviation ont été effectués sur les produits solidifiés par le Centre technique des eaux usées d'Environnement Canada, l'*Alberta Environmental Centre* et la *United States Army Engineers' Waterways Experiment Station.* En général, chacun des 69 produits solidifiés a été testé en double dans deux des trois laboratoires. De plus, quatre essais basés sur des méthodes de caractérisation micromorphologique ont été effectués sur les produits solidifiés pour les deux déchets

synthétiques et le sol contaminé par une solution de préservation du bois, à la *Louisiana State University*.

Les méthodes d'essai ont été choisies pour permettre de caractériser les facteurs physiques et chimiques qui affectent la lixiviabilité d'une forme de déchet : 1) le degré d'immobilisation chimique des contaminants (c'est-à-dire la spéciation du contaminant et sa solubilité dans différentes conditions, ainsi que sa capacité de neutralisation des acides), 2) le degré d'immobilisation physique des contaminants (c'est-à-dire la mobilité des contaminants dans la matrice solidifiée) et 3) le risque de contact entre le déchet et l'eau souterraine (c'est-à-dire la conductivité hydraulique de la matrice, sa résistance aux contraintes et à l'altération atmosphérique). Plusieurs paramètres physiques (masse volumique en vrac, teneur en eau et densité) qui donnent des renseignements de base permettant d'interpréter d'autres essais ont également été caractérisés. Afin d'optimiser l'applicabilité universelle de ces essais, nous n'avons pas essayé de simuler des conditions d'élimination précises; les propriétés mesurées se rapportent à la forme du déchet et sont indépendantes du type d'élimination.

Conclusions

À l'exception de la conductivité hydraulique et d'une technique de mesure de la densité, la reproductibilité des essais physiques s'est avérée très satisfaisante. Pour la plupart des essais physiques, les calculs tenant compte de la variance intralaboratoire ont montré qu'un minimum de quatre répétitions était nécessaire pour obtenir une précision acceptable.

Les résultats des essais de lixiviation ont montré que, bien que la reproductibilité ait été médiocre dans la gamme des faibles concentrations, les essais ont été d'une grande utilité pour déterminer l'efficacité d'un procédé de solidification. Un minimum de quatre répétitions est également recommandé pour les essais de lixiviation; toutefois, selon l'application désirée des résultats, il peut être nécessaire d'effectuer un plus grand nombre d'essais afin d'obtenir une meilleure précision.

Les propriétés mesurées dans les essais physiques et dans les essais de lixiviation montrent que la majorité des produits solidifiés sont des matériaux résistants et durables qui possèdent une perméabilité intermédiaire et immobilisent efficacement les métaux lourds contaminants, mais qui retiennent peu les composés organiques. La gamme de propriétés mesurées sera très utile

d'une part à l'industrie qui sera alors en mesure de comparer l'efficacité des différentes techniques de solidification des déchets et d'autre part aux organismes de réglementation qui pourront établir des lignes directrices réalistes sur les propriétés des déchets solidifiés.

Les techniques micromorphologiques se sont avérées être plus utiles, en tant qu'outils de recherche, pour l'étude détaillée de certaines caractéristiques bien définies de quelques échantillons, qu'en tant que méthodes générales pour l'étude d'un grand nombre de produits solidifiés. Les résultats indiquent que la plupart des produits solidifiés étaient à base de ciment ou de pouzzolane.

L'évaluation du protocole dans quatre laboratoires majeurs a donné lieu à la création d'un réseau d'échanges techniques, lequel sera d'une précieuse utilité pour la diffusion continue des méthodes élaborées dans cette étude ainsi que pour la collaboration future dans le domaine de l'évaluation des déchets solidifiés.

Recommandations

Chacune des méthodes d'essai utilisée et analysée dans la présente étude mesure une propriété différente du déchet solidifié en question. Ces propriétés des déchets solidifiés ne sont significatives que dans le contexte de l'environnement d'élimination proposé, lequel doit être pris en considération lors de l'évaluation des résultats de ces essais. À titre de suivi de cette étude, un document recommandant des critères de rendement pour quatre scénarios généraux d'utilisation et d'élimination a été préparé.

Les méthodes d'essai examinées dans cette étude représentent les progrès technologiques les plus récents au moment où l'étude a été entreprise.

Toutefois, l'élaboration de méthodes d'essais est un processus évolutif; à mesure que la technologie et la compréhension des caractéristiques des déchets s'améliorent, l'élaboration des méthodes d'essai doit être poursuivie.

En particulier, il est souhaitable de poursuivre la recherche de méthodes permettant d'étudier la disponibilité des contaminants, la stabilité des déchets dans des environnements de potentiels d'oxydation/réduction différents, l'immobilisation des

contaminants organiques et la biodégradabilité. Il est également souhaitable de perfectionner certains des essais examinés dans la présente étude afin d'améliorer leur reproductibilité et d'être en mesure de comparer ces caractéristiques pour différents produits solidifiés.

En ce qui concerne les procédés de solidification, il semble, d'après cette étude, que la majorité des procédés examinés ont été peu efficaces au plan des quantités, même relativement petites, de contaminants organiques dans les types de déchets principalement inorganiques. Il est essentiel d'élaborer des procédés pour le confinement amélioré des composés organiques si l'on veut avoir recours à cette technologie pour le nettoyage des sites ou pour le traitement des déchets complexes comportant des traces de contaminants organiques, sans prétraitement du déchet.

Section 1

Introduction

L'enfouissement est la méthode d'élimination de choix pour le grand nombre de déchets dangereux qui ne sont ni recyclables, ni dégradables, ni combustibles pour des raisons pratiques ou économiques. Les procédés de solidification* ont pour but de modifier les déchets devant être enfouis par l'amélioration de leurs propriétés physiques ou l'immobilisation des contaminants afin d'empêcher toute contamination de l'eau souterraine. D'ordinaire, les déchets dont on envisage le traitement par solidification contiennent des métaux lourds, comme le cadmium et le plomb; historiquement, les produits chimiques organiques ont été plus difficiles à immobiliser efficacement, toutefois, le nombre de procédés tentant de résoudre ce problème augmente, notamment parce que la plupart des déchets principalement inorganiques contiennent des produits chimiques organiques à l'état de traces.

Une matrice typique de déchets solidifiés est constituée à partir de réactions de cémentation, comme dans le cas du ciment Portland, ou de réactions pouzzolaniques comme celles entre la chaux et les cendres volantes. Les autres matériaux pouvant être utilisés sont les argiles, les polymères ou les sorbants propres aux fabricants (Pojasek, 1979; *United States Army Engineers' Waterways Experiment Station*, 1984; ASTM, 1989). Les propriétés essentielles de la matrice résident en sa capacité à retenir les contaminants pendant une longue période ainsi que sa perméabilité faible et permanente à l'eau souterraine.

Les nombreux fournisseurs de procédés de solidification avancent différentes affirmations quant aux degrés variables auxquels leurs procédés affectent les propriétés en question. Autant l'industrie que les organismes de réglementation sont confrontés au problème de l'évaluation de l'efficacité des procédés de solidification.

Pour évaluer les dangers que présentent les déchets, il est courant de procéder à une simulation des conditions du site d'enfouissement (telles le climat, la géologie, l'hydrologie, etc.) lors des essais en laboratoire.

Cette approche présente plusieurs inconvénients, notamment :

1) il est difficile de simuler les conditions réelles par des essais en laboratoire;

2) un essai (ou un petit nombre d'essais) ne peut pas être applicable à plusieurs conditions du site d'enfouissement;

3) il est impossible de simuler les effets sur de longues périodes par un essai à court terme;

4) cette approche ne permet d'obtenir aucun renseignement sur les méthodes de stabilisation.

---

* Dans le contexte du présent rapport, le terme «solidification» a été employé au sens collectif et inclut les procédés que l'on désigne parfois sous le nom de fixation ou de stabilisation.

Une autre approche consiste à caractériser les propriétés des déchets solidifiés par rapport aux facteurs chimiques et physiques affectant la lixiviabilité du type de déchet (Côté *et al.*, 1987a).

1) Le degré d'immobilisation chimique des contaminants, c'est-à-dire que les contaminants peuvent être liés chimiquement dans différents composés de solubilité et de réactivité variables, ou ils peuvent être physiquement adsorbés ou piégés dans la matrice des déchets solidifiés. La méthode d'immobilisation influence la réaction du déchet aux différentes caractéristiques de l'eau souterraine, notamment en ce qui concerne le pH.

2) Le risque de contact de l'eau souterraine avec le déchet, c'est-à-dire la conductivité hydraulique d'un déchet ainsi que celle des matières environnantes, détermine si les contaminants solubles sont transportés à travers la matrice de déchets solidifiés par advection ou par diffusion. La résistance à l'altération atmosphérique et à la compression peut également avoir une influence sur la surface du déchet en contact avec l'eau souterraine de lixiviation.

Cette approche visant à déterminer les propriétés des déchets solidifiés présente des avantages correspondant aux inconvénients de la première approche :

1) les déchets solidifiés ayant des caractéristiques particulières peuvent être traités par la méthode d'enfouissement la plus appropriée;

2) les caractéristiques peuvent être utilisées comme termes de source dans des modèles mathématiques permettant d'estimer les effets à long terme;

3) on peut parvenir à une meilleure compréhension des méthodes de stabilisation.

Un programme expérimental conjoint a été mis sur pied par Environnement Canada, en collaboration avec l'*Environmental Protection Agency* (EPA) des États-Unis, l'*Alberta Environment* et 15 participants industriels afin d'élaborer des méthodes d'essai en laboratoire permettant de caractériser les propriétés chimiques et physiques des déchets solidifiés, dans le but d'aider les organismes de réglementation et l'industrie soumise à cette réglementation à évaluer les déchets solidifiés.

Douze méthodes de mesure des propriétés chimiques et physiques en usage dans d'autres domaines ont été sélectionnées et ont été adaptées à la caractérisation des déchets solidifiés au Centre technique des eaux usées (CTEU) d'Environnement Canada et à l'*Alberta Environmental Centre* (AEC). Quatre techniques de caractérisation micromorphologique ont été élaborées à la *Louisiana State University* (LSU). Ces essais ont été appliqués par le CTEU, l'AEC, la *United States Army Engineers' Waterways Experiment Station* (WES) et par la LSU aux produits solidifiés fournis par les 15 participants industriels. La WES a travaillé, dans le cadre d'un accord interorganisation, avec l'EPA.

Bien que les méthodes d'essai sélectionnées couvrent une grande diversité de propriétés des déchets solidifiés, celles-ci ne sont pas exhaustives. Ces méthodes représentent les progrès technologiques les plus récents au moment de l'amorce de l'étude en 1985. L'élaboration des méthodes d'essai en question et de nouvelles s'est poursuivie depuis, et d'ailleurs on l'encourage.

1.1 Objectifs

Le programme conjoint avait pour objectif :

1) d'élaborer un ensemble de méthodes d'essai en laboratoire permettant de caractériser les propriétés physiques et de lixiviation d'une large gamme de déchets solidifiés,

2) d'évaluer l'ensemble des méthodes d'essai en utilisant des déchets réels et les procédés de solidification commerciaux disponibles, et en produisant des informations sur la reproductibilité des méthodes d'essai;

3) de mettre en oeuvre l'élaboration d'une base de données internationale des propriétés des déchets solidifiés pouvant être produits en utilisant les technologies actuelles, afin d'aider les organismes de réglementation et le secteur du traitement des déchets à instituer des lignes directrices;

4) de fournir une base à la poursuite de l'élaboration de méthodes d'essai et de modèles mathématiques;

5) d'encourager à l'échelle internationale l'utilisation des méthodes d'essai afin de parvenir à une évaluation comparative uniformisée des déchets solidifiés.

La présente étude n'avait pas pour objet d'identifier un protocole d'essai à des fins réglementaires ni d'établir des critères de rendement.

1.2 Approche

Les nombreux participants de l'étude et leurs responsabilités sont répertoriés au tableau 1.

Cinq déchets bruts ont été choisis pour l'étude à partir des suggestions de tous les participants (se reporter à la sous-section 2.1). La sélection a été faite de manière à inclure des déchets contenant des contaminants critiques, des contaminants couramment solidifiés, ou les deux.

Chacun des 15 participants industriels a reçu un seau de 20 L de chaque type de déchet brut ainsi que des renseignements sur ses caractéristiques chimiques et physiques, à un rythme d'environ un type de déchet par mois. Après un délai d'un mois pour la réalisation des expériences, des ensembles de solidification contenant des moules à spécimens et des consignes de préparation ont été envoyés aux participants industriels désireux d'entreprendre le traitement des déchets.

Après la solidification effectuée selon le procédé choisi par le participant industriel, le matériau solidifié a été renvoyé aux laboratoires pour y subir les essais. Toutes les interactions entre les participants industriels et les laboratoires d'essai se sont faites par l'intermédiaire d'un tiers. Les sociétés ont participé au projet à la condition que leur identité ne soit pas mise en relation avec leurs produits solidifiés, sauf indication contraire de leur part. La compagnie Dynamac Corporation était responsable de garantir la confidentialité des informations fournies par les participants industriels.

Dynamac Corporation a apposé une nouvelle étiquette avec un code secret unique sur les produits de chaque participant industriel et a distribué les échantillons randomisés aux laboratoires aux fins d'essai.

Tableau 1 Les participants et leurs responsabilités

Environnement Canada Direction des programmes industriels	Gestion du projet
Participants industriels (voir annexe A)	Traitement des déchets par solidification
Environnement Canada Centre technique des eaux usées	Assistance en gestion du projet Élaboration de méthodes d'essai Assistance pour collecte et caractérisation des déchets bruts Essais sur des déchets bruts et solidifiés Réduction des données Préparation du rapport final
Alberta Environmental Centre	Élaboration de méthodes d'essai Assistance pour caractérisation des déchets bruts Essais sur des déchets solidifiés Révision du rapport final
Louisiana State University	Caractérisation microstructurale et microchimique (LSU) de produits solidifiés sélectionnés
United States Army Engineers' Waterways Experiment Station	Assistance pour la collecte et la caractérisation des déchets bruts Essais sur des déchets solidifiés Révision du rapport final
EPA, Office of Solid Waste	Appui à Dynamac Corporation Appui à Radian Corporation Évaluation du rapport final
EPA, Risk Reduction Engineering Research Laboratory	Appui à la Waterways Experimental Station Évaluation du rapport final
Radian Corporation	Assistance pour la collecte et la caractérisation des déchets bruts
Dynamac Corporation	«Tiers» servant d'intermédiaire entre les participants industriels et les laboratoires d'essai afin de protéger les informations confidentielles

Les essais ont été effectués au CTEU, à l'AEC, à la WES et à la LSU. Le CTEU, l'AEC et la WES ont appliqué le protocole de 12 méthodes d'essai aux produits solidifiés de telle sorte que, en général, chaque essai était effectué en double pour chaque produit solidifié dans deux laboratoires (se reporter à la sous-section 4.1). La LSU a effectué la caractérisation microstructurale et microchimique des produits solidifiés pour trois des types de déchets bruts.

Lorsque les essais ont été terminés, l'analyse et l'interprétation des résultats ont été effectuées au CTEU, avec la collaboration des autres participants. Chaque participant industriel a eu l'occasion d'examiner les données obtenues à partir de ses déchets solidifiés et a pu choisir d'accepter l'identification de ses produits par le nom de sa compagnie (se reporter à l'annexe A).

Section 2

Déchets

2.1 Déchets bruts

Cinq déchets bruts, incluant une solution synthétique, une boue synthétique, une boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium, un sédiment de dragage et un échantillon de sol contaminé par une solution de préservation du bois (tableau 2), ont été collectés de leurs producteurs, ont été mélangés, puis répartis en quinze seaux de 20 L par type de déchet. Un échantillon composite de chaque déchet a été caractérisé par le laboratoire chargé de la collecte. À la suite de cette analyse, on a choisi jusqu'à sept contaminants d'intérêt pour chaque type de déchet afin de les analyser lors d'essais ultérieurs. La teneur en contaminants des échantillons composites a ensuite été déterminée par deux autres laboratoires. De plus, quatre prélèvements ont été effectués au hasard dans les 15 seaux et ont été analysés par le laboratoire chargé de la collecte afin de déterminer l'homogénéité des échantillons; les 15 seaux ont ensuite été distribués aux participants industriels. Le tableau 2 résume les méthodes analytiques employées.

Pour chaque contaminant dans chaque déchet, les concentrations déterminées au cours des analyses susmentionnées ont été portées en graphique sur du papier à échelle loi normale afin d'isoler les valeurs aberrantes (Chambers *et al.*, 1983). Cette technique a également montré que les concentrations mesurées dans les composites par différents laboratoires appartenaient en général à la même population que les concentrations mesurées dans les quatre prélèvements différents; en d'autres termes, la variabilité due à l'hétérogénéité des déchets était inférieure ou égale à la variabilité analytique. De plus, la variabilité interlaboratoire était similaire à la variabilité intralaboratoire, à l'exception de celle de la boue d'hydroxyles de métaux lourds de la *Waterways Experiment Station*. Les concentrations moyennes et les coefficients de variation ont été calculés pour chaque déchet et pour chaque contaminant, à l'aide de toutes les concentrations mesurées qui semblaient appartenir à la même population, quel que soit le laboratoire ou le type d'échantillon (c'est-à-dire un prélèvement ou un composite). Les valeurs aberrantes indiquées par les tracés de probabilité ont été confirmées au moyen du test Q (Skoop et West, 1974). Les tableaux 3 et 4 résument les caractéristiques de chaque déchet brut qui ont été utilisées pour d'autres calculs tout au long du présent rapport. Dans certains cas, la variabilité analytique était très élevée. On trouvera ci-dessous une brève discussion de chaque déchet.

2.1.1 Solution synthétique du CTEU

Une solution contenant 0,04 M de $CrCl_3 \cdot 6H_2O$, de $Cd(NO_3)_2 \cdot 2H_2O$, de $Pb(NO_3)_2$, de $NaAsO_2$ et de phénol dans l'eau distillée a été utilisée lors d'études précédentes au Centre technique des eaux usées (Côté et Hamilton, 1983) et a été incluse dans le programme conjoint. La solution avait une teneur totale en matières solides dissoutes de 3,4 % et une masse volumique en vrac de 1,0 g/cm^3. Son pH était égal à 2,5. Les déchets ont été préparés par la Radian Corporation. Le tableau 3 indique également les concentrations calculées des contaminants ajoutées.

Tableau 2 Méthodes d'extraction pour la caractérisation des déchets bruts

Déchet	Contaminant étudié	Méthode d'extraction
Solution synthétique du CTEU	Arsenic	Digestion sulfurique/nitrique[a]
	Cadmium	Digestion eau régale/H_2O_2[a]
	Chrome	Digestion eau régale/H_2O_2
	Plomb	Digestion eau régale/H_2O_2
	Phénol	Méthode 4AAP[b]
Boue synthétique de la WES	Cadmium	Digestion eau régale/H_2O_2
	Chrome	Digestion eau régale/H_2O_2
	Nickel	Digestion eau régale/H_2O_2
	Mercure	Bloc chauffant V_2O_5/ vapeur froide[a]
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Arsenic	Fusion alcaline[a]
	Aluminium	Digestion eau régale/H_2O_2
	Baryum	Digestion eau régale/H_2O_2
	Cadmium	Digestion eau régale/H_2O_2
	Calcium	Digestion eau régale/H_2O_2
	Chrome	Digestion eau régale/H_2O_2
	Cuivre	Digestion eau régale/H_2O_2
	Fer	Digestion eau régale/H_2O_2
	Plomb	Digestion eau régale/H_2O_2
	Nickel	Digestion eau régale/H_2O_2
	Thallium	Digestion eau régale/H_2O_2
	Cyanure	Distillation alcaline[a]
Sédiment de dragage	Arsenic	Fusion alcaline
	Aluminium	Digestion par acide fluorhydrique[a]
	Cadmium	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Chrome	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Cuivre	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Fer	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Plomb	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Manganèse	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Nickel	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Zinc	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Mercure	Bloc chauffant V_2O_5/ vapeur froide
	Cyanure	Distillation alcaline
	Biphényles polychlorés (BPC)	Méthode CG CTEU[a], méthode CG AEC (BPC)[c] ou méthode EPA 8080 (CG)[d]
	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	Méthode EPA 8270 (CG-SM)[d]
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Arsenic	Fusion alcaline
	Aluminium	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Antimoine	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Baryum	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Cobalt	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Calcium	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Chrome	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Cuivre	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Fer	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Plomb	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Nickel	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Sélénium	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Argent	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Silicium	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Thallium	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Vanadium	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Mercure	Digestion à l'acide fluorhydrique
	Pentachlorophénol (PCP)	Bloc chauffant V_2O_5/vapeur froide
	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	Méthode EPA 8040 (CG)[d] ou méthode CG AEC (BPC)[c]
		Méthode CLHP AEC (HAP)[c] ou méthode EPA 8270 (CG-SM)

[a]Source : CTEU (1985).
[b]Source : APHA (1981).
[c]Source : AEC (1985b).
[d]Source : EPA (1980).

Tableau 3 Résumé des concentrations de contaminants des déchets bruts

Déchet	Contaminant	Moyenne (mg/kg, p^{ds}/p^{ds} frais) Calculée	Mesurée	Intervalle	CV (%)	n	N
Solution synthétique du CTEU	Arsenic	3 000	2 400	1 345 à 4 130	36	9	9
	Cadmium	4 500	4 559	4 069 à 5 172	7	9	9
	Chrome	2 100	1 567	1 360 à 1 800	10	9	9
	Plomb	8 300	8 051	7 400 à 8 585	6	8	9
	Phénol	3 800	3 719	3 341 à 4 029	6	7	8
Boue synthétique de la WES	Cadmium		3 984	3 325 à 4 810	-	-	8
	Chrome		18 439	15 000 à 21 749	-	-	8
	Nickel		19 187	17 000 à 22 130	-	-	8
	Mercure		233	35 à 499	-	-	8
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Arsenic		11	0,2 à 26,5	92	10	11
	Chrome		1 030	960 à 1 062	5	4	8
	Plomb		43	2,3 à 104	75	11	11
	Thallium		17	10,3 à 28	47	6	7
	Cyanure total		1 793	1 125 à 2 766	31	12	12
Sédiment de dragage	Chrome		219	88 à 343	45	9	9
	Cuivre		72	50 à 79	12	9	9
	Plomb		145	97 à 200	28	9	9
	Mercure		0,7	0,03 à 1,3	92	9	9
	Zinc		943	579 à 1 373	28	9	9
	Biphényles polychlorés		6,6	1 à 13	71	9	9
	Carbone organique total		90 000	85 000 à 98 000	8	3	4
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Arsenic		71	1,8 à 176	80	10	10
	Plomb		68	24 à 98	56	10	10
	Mercure		0,02	0,02 à 0,03	25	3	4
	Pentachlorophénol		11 213	2 387 à 18 576	47	8	8
	Hydrocarbures aromatiques polycycliques		308	246 à 409	19	7	8

Remarques : n = nombre de mesures utilisées pour le calcul de la moyenne.
N = nombre total de mesures.
N-n = nombre de valeurs aberrantes.
CV = coefficient de variation; CV = 100 × écart-type/moyenne.
Pour la boue synthétique de la WES, la moyenne mesurée a été calculée à l'aide de la mesure moyenne dans chacun des trois laboratoires; CV et n n'ont pas été indiqués car ils ne sont pas comparables.

Tableau 4 Autres caractéristiques des déchets bruts

Déchet	Paramètre	Moyenne	CV (%)	N
Solution synthétique du CTEU	Masse volumique en vrac (g/cm³)	1,0	<1	4
	Matières solides totales (%, p^{ds}/p^{ds} frais)	3,4	8	5
	pH	2,5	-	-
Boue synthétique de la WES	Masse volumique en vrac (g/cm³)	1,2	-	2
	Matières solides totales (%, p^{ds}/p^{ds} frais)	26	-	13
	pH	11	-	-
Boue de résidus de la galvanisation de bobines d'aluminium	Masse volumique en vrac (g/cm³)	1,2	<1	3
	Matières solides totales (%, p^{ds}/p^{ds} frais)	28	10	4
	pH	7	-	-
Sédiment de dragage	Masse volumique en vrac (g/cm³)	1,3	6	8
	Matières solides totales (%, p^{ds}/p^{ds} frais)	39	7	7
	pH	7	-	-
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Masse volumique en vrac (g/cm³)	1,1	-	3
	Matières solides totales (%, p^{ds}/p^{ds} frais)	94	-	2
	pH	5	-	-

Remarques : N = nombre total de mesures, dans ce cas, égal au nombre de mesures utilisées pour le calcul de la moyenne.
CV = coefficient de variation; CV = 100 × écart-type/moyenne.

Les concentrations moyennes de contaminants mesurées étaient de 2 400 mg d'arsenic, 4 600 mg de cadmium, 1 600 mg de chrome, 8 100 mg de plomb et 3 700 mg de phénol par kilogramme de solution. La différence exprimée en %* entre les concentrations calculées et mesurées de ces contaminants était de -20 % pour l'arsenic, de 1 % pour le cadmium, de -25 % pour le chrome, de -3 % pour le plomb et de -2 % pour le phénol. Les concentrations mesurées ont été utilisées pour des calculs ultérieurs. Aucune valeur aberrante n'a été isolée des populations de neuf analyses pour l'arsenic, le cadmium et le chrome; toutefois, on a trouvé une valeur aberrante pour le plomb et le phénol respectivement.

2.1.2 Boue synthétique de la WES

Une boue synthétique de métaux lourds a été utilisée lors de travaux précédents à la *Waterways Experiment Station* afin d'étudier les perturbations dans les procédés de solidification (Cullinane *et al.*, 1987). Ce type de déchet a également été fourni aux participants industriels dans le cadre de l'étude conjointe. Les déchets ont été préparés en traitant à la chaux une solution contenant 600 fois la quantité limite de nitrates chromique, mercurique, de nickel et de cadmium prévue dans la méthode d'extraction de l'EPA afin de précipiter les métaux. La boue d'hydroxydes ainsi produite, qui contenait 8 % de matières solides, a été déshydratée jusqu'à une teneur en matière solide de 26 %. Son pH était égal à 11. Bien qu'il s'agisse d'une boue synthétique, les concentrations de contaminants n'ont pas pu être calculées de manière précise car le bilan massique complet du procédé complexe de préparation de la boue n'était pas disponible. Les concentrations moyennes mesurées des contaminants dans la boue finale étaient de 4 000 mg de cadmium, 18 000 mg de chrome, 19 000 mg de nickel et 200 mg de mercure par kilogramme de boue. Les tracés loi normale des concentrations mesurées dans les différents échantillons de ce déchet ont montré que les multiples analyses effectuées à la *Waterways Experiment Station* affichaient une variabilité inférieure à celle observée entre les trois différents laboratoires. Afin d'éviter de calculer des concentrations moyennes de contaminants dont la pondération favoriserait les données de la *Waterways Experiment Station*, la moyenne totale a été calculée à partir des concentrations moyennes dans chaque laboratoire.

2.1.3 Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium

La boue centrifugée provenant du fond du clarificateur d'une usine de galvanisation de bobines d'aluminium a été obtenue par Radian Corporation. Cette boue a été produite en ajoutant de la chaux afin de précipiter les métaux des eaux de rinçage acides et du sulfate ferreux pour précipiter le cyanure sous la forme de complexes de cyanure de fer. La boue avait une teneur totale en matières solides de 28 % et une masse volumique en vrac de 1,2 g/cm^3. Le pH était égal à 7. Les concentrations moyennes des contaminants étudiés étaient de 10 mg d'arsenic, 1 000 mg de chrome, 40 mg de plomb, 20 mg de thallium et 1 800 mg de cyanure total par kilogramme de boue. Aucune valeur aberrante n'a été isolée pour le cyanure; une valeur aberrante a été décelée pour l'arsenic et le thallium. Le tracé loi normale de toutes les concentrations mesurées de chrome a montré

---

* Différence exprimée en % = 100 × (valeur mesurée - valeur calculée)/valeur calculée.

l'existence de deux populations distinctes. En se fondant sur les concentrations mesurées dans les échantillons de déchets solidifiés, la population ayant la moyenne la plus faible représentait le déchet brut avec la plus grande précision. Tous les chiffres des populations ayant la moyenne la plus élevée (3 900 mg/kg) ont été mesurés à une période bien ultérieure; il se peut que l'échantillon se soit desséché au contact de l'air durant cette période, ce qui aurait produit des mesures anormalement élevées. Les chiffres élevés n'ont pas été utilisés dans les calculs ultérieurs.

2.1.4 Sédiment de dragage

Les sédiments de dragage provenant d'un port fortement industrialisé ont été choisis pour figurer dans le programme conjoint, car la solidification est souvent considérée comme un traitement possible pour les sédiments contaminés. Les sédiments ont été fournis par le Centre technique des eaux usées et ont été homogénéisés à la main par la méthode de quartage. Le sédiment de dragage avait une masse volumique en vrac de 1,3 g/cm^3. Sa teneur totale en matières solides était de 39 % et son pH était d'environ 7. Les concentrations moyennes de contaminants qui suivent ont été obtenues à partir d'analyses de composites et de prélèvements : 200 mg de chrome, 70 mg de cuivre, 150 mg de plomb, 0,7 mg de mercure, 900 mg de zinc et 7 mg de biphényles polychlorés par kilogramme de sédiment. Le sédiment de dragage contenait également environ 9 % de carbone organique total, qui a été mesuré dans certains des essais de lixiviation, cette teneur n'était probablement pas le résultat de polluants organiques, mais de composés présents à l'état naturel. La courbe des concentrations mesurées pour chaque contaminant, tracée sur papier à échelle loi normale, n'a pas permis d'isoler de valeurs aberrantes pour les contaminants, mais une valeur aberrante a été détectée parmi les mesures de carbone organique total, ce qui a été confirmé au moyen d'un test Q.

2.1.5 Sol contaminé par une solution de préservation du bois

Le sol contaminé par une solution de préservation du bois est un type de déchet difficile à traiter, car les concentrations de composés organiques ne sont pas assez élevées pour justifier l'incinération au plan économique; de plus, les composés organiques sont difficiles à immobiliser par solidification. Le sol contaminé obtenu par Radian Corporation aux fins d'analyse dans le cadre du programme conjoint contenait principalement du pentachlorophénol, ainsi que des quantités plus faibles d'autres agents de préservation du bois, dont des métaux lourds et des hydrocarbures aromatiques polycycliques. Ce déchet avait une teneur totale en matières solides de 94 % et une masse volumique en vrac de 1,1 g/cm^3. Il a été mélangé manuellement par la méthode de quartage. Il présentait les concentrations moyennes suivantes de contaminants : 70 mg d'arsenic, 70 mg de plomb, 0,02 mg de mercure, 11 000 mg de pentachlorophénol et 300 mg d'hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux par kilogramme de sol. Le phénanthrène semblait être le principal hydrocarbure aromatique polycyclique détecté. Une valeur aberrante a été isolée dans le tracé loi normale des concentrations de mercure et a été confirmée au moyen d'un test Q. Aucune valeur aberrante n'était apparente dans les courbes des autres contaminants.

2.2 Déchets solidifiés

La livraison de chaque déchet brut aux participants industriels a été suivie par celle d'une trousse de solidification comprenant des moules ainsi que les instructions

relatives à la préparation des spécimens. Les instructions relatives à la préparation des spécimens incluaient les consignes pour la mise en forme et la maturation des échantillons. Elles comportaient également une fiche d'enregistrement que les participants industriels devaient remplir en fournissant des renseignements très généraux sur le procédé et renvoyer aux laboratoires d'essai avec leurs échantillons. Comme nous l'avons mentionné précédemment, les déchets bruts ont été solidifiés selon le procédé propre à chaque participant industriel. Chaque produit solidifié n'était identifié que par un code secret unique durant les essais. On trouvera à l'annexe A des renseignements supplémentaires que les participants industriels ont choisi de diffuser sur leurs produits.

Les participants industriels ont reçu la consigne de ne préparer qu'une série de déchets solidifiés par type de déchet brut, afin d'éviter d'introduire une source additionnelle de variabilité entre les échantillons; toutefois, cela n'a pas été possible dans certains cas, du fait de limitations relatives aux appareils.

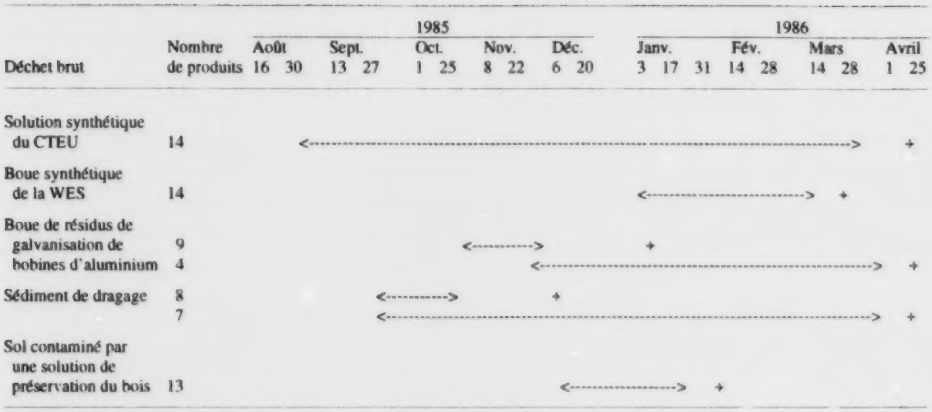
La maturation des spécimens s'est effectuée dans leurs moules; les spécimens ont ensuite été scellés dans des sacs de plastique afin d'empêcher toute perte d'humidité. Les essais devaient initialement commencer après 56 jours de maturation afin de laisser un temps suffisant pour que se produisent les réactions lentes de cémentation pouzzolanique. Cette période prévue a varié en pratique, bien que la maturation de la plupart des échantillons ait duré au moins 56 jours avant l'essai de résistance à la compression sans étreinte latérale. La plupart des essais des propriétés plus indépendantes du temps ont été effectués au cours du mois suivant la mesure de résistance à la compression sans étreinte latérale, bien que les limitations dues à la capacité des laboratoires aient, dans certains cas, retardé d'une année l'essai de certains échantillons. Les dates de solidification et de début des essais sont résumées au tableau 5.

Les facteurs de changement de poids pour chaque procédé de solidification ont été calculés à partir des données fournies sur la fiche d'enregistrement du procédé de solidification. Ces données sont résumées au tableau 6.

Les facteurs de changement de poids ont été utilisés conjointement avec les concentrations moyennes de contaminants dans les déchets bruts pour calculer les concentrations de contaminants dans les produits solidifiés; les différences de concentration entre les produits solidifiés étaient faibles en comparaison avec la variabilité analytique. Dans quelques cas, des phases liquides ont été produites durant le processus de solidification, ces phases ont fait l'objet d'une analyse chimique au Centre technique des eaux usées. Les concentrations calculées des produits solidifiés correspondants ont été ajustées pour tenir compte de la quantité de contaminants qui restait dans la phase liquide. La teneur en contaminants de certains des produits solidifiés a été analysée à l'aide des mêmes méthodes analytiques que celles utilisées pour les déchets bruts, afin d'être comparée avec les concentrations en contaminants calculées. Les différences exprimées en % entre la valeur calculée et la valeur moyenne mesurée sont résumées au tableau 7 et sont comparées aux coefficients de variation pour l'analyse chimique du contaminant dans le déchet brut.

Une différence supérieure à deux fois le coefficient de variation indique qu'il existe une réelle différence entre la concentration calculée et la concentration mesurée. Tout en pouvant être due à une erreur analytique,

Tableau 5 Intervalles de variation des dates de solidification



Remarques : --- = intervalle de variation des dates de solidification.
+ = début de l'essai.

Tableau 6 Facteurs de changement de poids des produits solidifiés

Déchet brut	Facteur de changement de poids* (médian)	Intervalle
Solution synthétique du CTEU	2,35	1,36 à 4,58
Boue synthétique de la WES	1,83	1,20 à 4,66
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	1,68	1,20 à 3,72
Sédiment de dragage	1,53	1,14 à 3,18
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	2,20	1,20 à 6,04
Total	1,79	1,14 à 6,04

* Masse du déchet solidifié/masse du déchet brut.

une telle différence peut s'expliquer par l'une des causes suivantes :

1) un effet de matrice pourrait avoir causé une sous-estimation des données obtenues par l'analyse à partir du déchet solidifié par rapport au déchet brut ou, inversement, la perturbation de la matrice pourrait améliorer les mesures;

2) les additifs de solidification ou le prétraitement peuvent ne pas avoir été indiqués de la manière appropriée;

3) le contaminant peut avoir été présent dans l'un des additifs de solidification;

4) il peut y avoir eu volatilisation des contaminants organiques.

Pour pratiquement tous les contaminants, la différence entre les concentrations calculées

Tableau 7 Différences en % entre les concentrations de contaminants mesurées et calculées dans les déchets solidifiés

Déchet brut	Contaminant	CV (%) des analyses de déchets bruts	Intervalle des différences en %	Nombre de différences en % <2 CV	Nombre de produits analysés
Solution synthétique du CTEU	Arsenic	36	-	-	0
	Cadmium	7	-34 à 68	8	14
	Chrome	10	-10 à 433	5	14
	Plomb	6	-48 à 19	2	14
	Phénol	6	-100 à 8	3	12
Boue synthétique de la WES	Cadmium	-	-16 à 109	-	-
	Chrome	-	-13 à 118	-	-
	Nickel	-	-10 à 115	-	-
	Mercure	-	-50 à 89	-	-
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Arsenic	92	-82 à 1 049	6	8
	Chrome	5	-42 à 126	2	12
	Plomb	75	-78 à 719	7	12
	Thallium	47	-90 à -52	8	8
	Cyanure total	31	-82 à 45	9	10
Sédiment de dragage	Chrome	45	-12 à 142	8	9
	Cuivre	12	39 à 137	0	9
	Plomb	28	0 à 118	2	9
	Mercure	92	-66 à 349	3	4
	Zinc	28	-21 à 23	9	9
	Biphényles polychlorés	71	-	-	0
	Carbone organique total	8	-	-	0
Sol contaminé par des substances de préservation du bois	Arsenic	80	-	-	0
	Plomb	56	-	-	0
	Mercure	25	-	-	0
	Pentachlorophénol	47	-98 à 22	10	13
	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	19	-	-	0

Remarques : CV = coefficient de variation; CV = 100 × écart-type/moyenne.
Différence en % = 100 × (valeur mesurée - valeur calculée)/valeur calculée.

et les concentrations mesurées était supérieure à la variabilité du déchet brut pour certains produits solidifiés. La différence entre les chiffres calculés et les chiffres mesurés peut probablement s'expliquer dans la plupart des cas par des effets de matrice.

On trouvera ci-dessous une brève discussion des produits solidifiés de chaque type de déchet brut.

2.2.1 Solution synthétique du CTEU

Quatorze des 15 participants industriels ont choisi de solidifier la solution synthétique du Centre technique des eaux usées. Le facteur médian de changement de poids pour les différents produits solidifiés était de 2,35. Les facteurs de variation de poids allaient de 1,36 à 4,58. Deux participants industriels ont soumis des phases liquides avec leurs produits solidifiés. L'analyse de celles-ci a montré qu'elles contenaient moins de 1 mg d'arsenic, de cadmium, de chrome et de plomb par kilogramme de liquide, mais plusieurs centaines de milligrammes de phénol par kilogramme de liquide. Une troisième phase liquide a été signalée mais n'a pas été soumise aux fins d'analyse; son volume était très faible.

Aucune comparaison entre les concentrations calculées et les concentrations mesurées dans les produits solidifiés n'a été établie pour l'arsenic; toutefois, on a fait des comparaisons pour le cadmium, le chrome, le plomb et le phénol. Les concentrations de chrome mesurées dans les produits étaient immanquablement plus élevées que celles auxquelles on s'attendait, tandis que les concentrations de plomb étaient toujours plus faibles. Les concentrations mesurées de phénol étaient également toujours plus faibles que les concentrations calculées. Il se peut que le phénol se soit volatilisé et que, dans certains cas, le déchet aqueux synthétique ait subi un prétraitement destiné à éliminer le phénol, bien qu'un tel prétraitement n'ait pas été signalé.

En raison de circonstances imprévues, les dates auxquelles s'est effectuée la solidification sont très étalées. Par conséquent, les temps de maturation entre la date de solidification et la détermination de la résistance à la compression sans étreinte latérale (début des essais) étaient de 4 à 33 semaines. Onze des 14 produits solidifiés ont subi le temps de maturation minimal recommandé de 56 jours.

2.2.2 Boue synthétique de la WES

La boue synthétique de la *Waterways Experiment Station* a également été solidifiée par 14 des 15 participants industriels. Les facteurs de variation de poids étaient de 1,20 à 4,66, la médiane se situant à 1,83. Un échantillon en phase liquide d'un produit solidifié a été soumis. On a trouvé qu'il contenait moins de 1 mg de chacun des contaminants à l'étude par kilogramme de liquide.

Les différences exprimées en pourcentage entre les concentrations calculées et les concentrations mesurées dans les solides vont de -16 à 62 pour le cadmium, de -13 à 59 pour le chrome, de -10 à 69 pour le nickel et de -50 à 89 pour le mercure. Ces intervalles n'incluent pas les différences en pourcentage en ce qui a trait à deux produits solidifiés pour lesquels cette valeur se situe autour de 100 pour le cadmium, le chrome et le nickel, indiquant que la boue peut avoir subi une déshydratation avant la solidification.

Les temps de maturation avant le début des essais s'étalaient de 2 à 11 semaines pour les produits solidifiés de la boue synthétique.

2.2.3 *Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium*

Treize des 15 participants industriels ont appliqué leurs procédés de solidification à la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium. Les facteurs de variation de poids étaient de 1,20 à 3,72, la médiane se situant à 1,68. Aucun échantillon en phase liquide du produit solidifié n'a été soumis.

La comparaison des concentrations de contaminants calculées et mesurées dans les déchets bruts révèle que les concentrations de plomb mesurées étaient généralement plus élevées, tandis que les concentrations de thallium mesurées étaient plus faibles.

Les laboratoires ont reçu neuf produits solidifiés avant la date limite initiale du début des essais. Les temps de maturation avant le début des essais de ces produits variaient de six à neuf semaines. Les quatre produits solidifiés restants ont été reçus après la date limite initiale des essais et ont subi les essais plus tard. Les périodes de maturation pour ces produits solidifiés variaient de 2 à 21 semaines.

2.2.4 *Sédiment de dragage*

Les 15 participants industriels ont tous procédé au traitement des sédiments de dragage. Les facteurs de variation de poids allaient de 1,14 à 3,18, la valeur médiane étant de 1,53. Un des participants industriels a soumis un échantillon en phase liquide de ce type de déchet. Les concentrations de contaminants dans cet échantillon étaient inférieures à 1 mg par kilogramme de liquide à l'exception de celle du zinc, laquelle était de 2,5 mg par kilogramme de liquide.

La comparaison des concentrations de contaminants mesurées et calculées dans les produits solidifiés indique que les concentrations mesurées de cuivre et de plomb étaient immanquablement plus élevées que les concentrations calculées. Dans le cas du zinc seul, l'analyse ne semblait pas être influencée par la présence de la matrice de déchets solidifiés. Aucune comparaison n'a été effectuée pour les concentrations de biphényles polychlorés.

Huit des produits solidifiés ont été reçus avant la date limite initiale des essais. Ces produits avaient subi des temps de maturation avant les essais de résistance à la compression sans étreinte latérale allant de six à neuf semaines. Les sept produits solidifiés restants qui ont été reçus après la date limite et qui ont subi les essais plus tard ont été soumis à des périodes de maturation allant de 2 à 29 semaines.

2.2.5 *Sol contaminé par une solution de préservation du bois*

Le sol contaminé par une solution de préservation du bois a été solidifié par 13 participants industriels. Les produits solidifiés avaient des facteurs de variation de poids allant de 1,20 à 6,04, avec une médiane de 2,2. Aucun échantillon en phase liquide de ce type de déchet n'a été remis.

Aucune comparaison entre les concentrations mesurées et les concentrations calculées n'a été effectuée dans les produits solidifiés pour l'arsenic, le plomb, le mercure ou les hydrocarbures aromatiques polycycliques. Les concentrations de pentachlorophénol dans les déchets solidifiés ont été sous-estimées par l'analyse effectuée à l'*Alberta Environmental Centre* par rapport aux concentrations calculées.

Les temps de maturation variaient de deux à neuf semaines avant le début des essais.

Méthodes d'essai pour l'évaluation des déchets solidifiés

Les méthodes d'essai appliquées aux produits solidifiés incluaient sept essais physiques, cinq essais chimiques et quatre techniques de caractérisation micromorphologique, dont la liste figure au tableau 8.

Les sources des essais sont diverses. Dans la mesure du possible, les essais disponibles ont été adaptés à la détermination des propriétés intrinsèques des déchets solidifiés. L'*Alberta Environmental Centre*, le Centre technique des eaux usées et la *Waterways Experiment Station* ont effectué une étude préliminaire de reproductibilité interlaboratoire afin de comparer les résultats obtenus par les différents laboratoires et de dissiper les incohérences dans les méthodes d'essai (AEC, 1985a). On trouvera ci-dessous une description résumée de chaque essai.

3.1 Méthodes d'évaluation physique

La masse volumique en vrac, la densité et la teneur en eau sont des propriétés mécaniques. Elles servent à déterminer le facteur de changement de volume pour un

Tableau 8 Méthodes d'essai pour l'évaluation des déchets solidifiés

Essais physiques	Masse volumique en vrac
	Densité
	Teneur en eau
	Conductivité hydraulique
	Résistance à la compression sans étreinte latérale
	Résistance à l'altération par gel-dégel
	Résistance à l'altération par mouillage-séchage
Essais chimiques	Extraction à l'équilibre
	Essai de lixiviation TCLP
	Capacité de neutralisation de l'acide
	Extraction chimique séquentielle
	Essai de lixiviation dynamique
Techniques micromorphologiques	Diffraction aux rayons X
	Microscopie électronique à balayage (avec analyse aux rayons X à dispersion d'énergie)
	Microscopie optique

procédé de solidification donné, ce qui constitue une considération importante du point de vue des coûts. Ces propriétés servent également aux calculs de la porosité et pourraient avoir une corrélation avec d'autres propriétés d'intérêt pour l'environnement, bien qu'une telle analyse déborde le cadre du présent rapport.

La conductivité hydraulique, la résistance à la compression sans étreinte latérale et les résistances à l'altération au gel-dégel et au mouillage-séchage ont trait à l'intégrité physique du déchet solidifié.

3.1.1 Masse volumique en vrac

On effectue la mesure de la masse volumique en vrac en pesant un spécimen dont le volume est connu et en calculant la masse par volume unitaire (g/cm^3). Pour obtenir une meilleure précision, on effectue trois répétitions par essai.

3.1.2 Densité

La densité est la masse de la partie solide sèche du déchet par rapport à la masse d'un volume d'eau équivalent. Pour déterminer cette propriété, on peut faire appel à l'une des deux méthodes suivantes.

La première est une méthode par voie humide par laquelle le volume d'un échantillon dont la masse est connue est déterminé par le déplacement de l'eau des espaces poreux dans une fiole jaugée. L'essai mis en application dans la présente étude consiste en la version adaptée de la *Standard Test Method for Specific Gravity of Soils (D 854-58)* de l'*American Society for Testing and Materials* (ASTM). L'immersion de l'échantillon dans l'eau a le pouvoir de dissoudre la matrice de celui-ci, ce qui aurait pour conséquence de fausser la mesure du volume. Pour cette raison, on a également eu recours à une méthode par voie sèche. On utilise de l'hélium pour remplir les espaces poreux de l'échantillon dont la masse est connue, sans dissoudre la matrice de l'échantillon. Chacun des essais consiste en trois répétitions.

3.1.3 Teneur en eau

La méthode utilisée pour déterminer la teneur en eau est une version simplifiée de la *Standard Method for Laboratory Determination of Water (Moisture) Content of Soil, Rock and Soil Aggregate Mixtures (D 854-58)* de l'ASTM. On détermine la masse d'un échantillon de déchet solidifié broyé avant et après l'avoir asséché dans une étuve à convection par gravité. L'assèchement se fait à 60 °C afin de mesurer la teneur en eau en excès de l'eau d'hydratation. La teneur en eau représente la masse d'eau par rapport à la masse d'échantillon humide. Ici encore, chaque essai est constitué de trois répétitions.

3.1.4 Conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique représente la perméabilité du déchet solidifié à l'eau, exprimée en mètres par seconde. La conductivité hydraulique d'un déchet solidifié, par rapport à celle d'un matériau environnant, régit le flux de l'eau souterraine autour du déchet ou à travers celui-ci dans un site d'enfouissement. Le débit de l'eau souterraine, à son tour, détermine si la lixiviation a lieu par diffusion ou par advection (Côté et Bridle, 1987).

La conductivité hydraulique a été déterminée par une méthode de pression décroissante. Ainsi, un spécimen cylindrique de 7,62 cm a été comprimé par une membrane sous pression dans une cellule triaxiale afin d'empêcher la formation de canaux (méthode similaire à la *Draft ASTM Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using Flexible-wall Parameters*). Une fois l'échantillon saturé, on a vérifié la saturation en mesurant le temps requis pour

transmettre une onde de compression dans l'échantillon. On a fait s'écouler de l'eau courante selon l'axe vertical à travers l'échantillon et on a calculé la conductivité hydraulique par la loi de Darcy à partir du temps requis pour produire un certain volume d'écoulement. La méthode a suivi la saturation par la mesure immédiate de la conductivité hydraulique, sans tenter de parvenir aux conditions d'équilibre.

3.1.5 Résistance à la compression sans étreinte latérale

La résistance à la compression sans étreinte latérale est une mesure de l'aptitude d'un produit solidifié à résister aux contraintes mécaniques telles que celles qui pourraient s'exercer dans un site d'enfouissement par une surcharge ou par des machines de terrassement lourdes. La désintégration d'une forme de déchet monolithique soumise à de telles contraintes se traduit par l'accroissement des contacts avec l'eau souterraine.

L'essai de résistance à la compression sans étreinte latérale a été adapté de l'*ASTM Standard Test Method for Compressive Strength of Hydraulic Cement Mortars (C 109-80).* Un cube de 5,08 cm de déchet solidifié est comprimé verticalement jusqu'à la rupture. La résistance au moment de la rupture est exprimée en kilopascals. Chaque essai est constitué de trois répétitions.

3.1.6 Résistance à l'altération par gel-dégel

Dans les climats froids, le cycle répété de gel et de dégel peut entraîner la détérioration physique du produit d'un déchet solidifié exposé et, par conséquent, augmenter son contact avec l'eau souterraine. La méthode permettant de mesurer la résistance à l'altération par gel-dégel est une adaptation du *Test for Resistance of Concrete to Rapid Freezing and Thawing (C 666-80)* et des *Freezing and Thawing Tests of Compacted Soil-Cement Mixtures (D 560-57)* de l'ASTM. Elle a été normalisée sous l'appellation de méthode ASTM D4843. Un petit spécimen cylindrique de déchet solidifié est soumis à 12 reprises du cycle du gel à -20 °C pendant 24 heures, suivi par un dégel dans l'eau à la température de la pièce pendant 24 heures. La perte de poids subie par le spécimen après chaque reprise du cycle est déterminée et comparée à celle d'un témoin. On a retenu les aspects suivants des méthodes de l'ASTM : 1) gel des spécimens à l'essai à l'air, suivi par un dégel dans l'eau; 2) la durée et la température de chacune des 12 reprises du cycle; 3) le recours à la perte de poids pour la mesure de la résistance au gel-dégel. Les modifications de la méthode de l'ASTM incluent les aspects suivants : 1) l'utilisation de spécimens plus petits; 2) l'ajustement de la perte de poids du spécimen à l'essai en fonction de la perte de poids du spécimen témoin; 3) l'absence d'une méthode permettant d'éliminer les particules libres à la surface. Le recours aux ultrasons pour éliminer les particules libres a été étudié durant l'élaboration de l'essai et a été jugé superflu. Le choix du moment de l'essai s'est fait en fonction des jours de travail disponibles; toutefois, l'implantation d'un thermocouple dans plusieurs spécimens, durant l'élaboration de l'essai, a montré que les spécimens étaient complètement gelés en moins de 24 heures (Hannak *et al.*, 1986).

3.1.7 Résistance à l'altération par mouillage-séchage

L'humidification et l'assèchement peuvent également altérer les déchets solidifiés. La méthode employée dans la présente étude pour mesurer la résistance à l'altération par mouillage et séchage a été normalisée sous l'appellation de méthode ASTM D4842. Un petit spécimen cylindrique est soumis à 12 reprises du cycle de séchage à 60 °C

pendant 23 heures dans une étuve à vide, puis est mis à tremper dans de l'eau distillée à la température de la pièce pendant 23 heures. Ici encore, on détermine la perte de poids du spécimen après chaque cycle et on la compare à celle d'un témoin. Le spécimen ne sèche pas complètement au cours de son séjour de 23 heures dans l'étuve, mais on utilise un flux continu d'azote à travers l'étuve pour créer des conditions de séchage normalisées et reproductibles (Hannak *et al.*, 1986).

3.2 Méthodes d'évaluation chimique

Les cinq essais chimiques comprennent trois extractions, la mesure de la capacité de neutralisation de l'acide et un essai de lixiviation dynamique. Les trois extractions permettent de caractériser la solubilité et la réactivité des contaminants lorsqu'ils sont exposés à différents agents. La concentration finale du contaminant analysé dans les différents extraits est limitée par l'obtention des conditions d'équilibre. L'essai de lixiviation dynamique permet d'étudier la lixiviation contrôlée par diffusion.

3.2.1 Extraction à l'équilibre

Il s'agit d'un essai à faible rapport liquide-solide conçu pour estimer la composition en eau des pores du déchet solidifié. Un échantillon finement broyé est mélangé à de l'eau distillée dans un rapport liquide-solide de 4:1 jusqu'à ce que l'équilibre soit atteint. On a choisi une période de 7 jours à partir des essais de développement (CTEU, 1984).

3.2.2 Essai de lixiviation TCLP de l'EPA

Il s'agit d'un essai réglementaire conçu pour aider à la classification des déchets (méthode 1311). Un échantillon de déchet broyé est extrait à l'aide d'une solution d'acide acétique pendant 18 heures dans un rapport liquide-solide de 20:1. On compare l'analyse chimique de l'extrait avec une liste de niveaux seuils de contaminants afin de déterminer si le déchet possède des caractéristiques dangereuses. Cette méthode préconise l'emploi d'un extracteur à espace libre nul afin de contenir les contaminants organiques volatils. L'extracteur à espace libre nul n'a pas été employé dans la présente étude car aucun contaminant volatil n'était présent dans les déchets.

3.2.3 Capacité de neutralisation de l'acide

La capacité d'un déchet solidifié de neutraliser l'acide est un paramètre important, car la solubilité des composés métalliques dépend du pH. Pour déterminer la capacité de neutralisation de l'acide, on divise un échantillon broyé en 11 sous-échantillons, lesquels sont placés dans des tubes à essai et mis en présence d'une quantité croissante d'acide nitrique dans chaque tube successif. Dans chaque tube à essai, le rapport liquide-solide est de 4:1. Chaque tube à essai est mélangé pendant 48 heures afin d'atteindre l'équilibre avant que l'on mesure le pH de l'extrait. On peut exprimer les résultats sous forme d'une courbe de titration.

3.2.4 Extraction chimique séquentielle

Cet essai a été conçu à l'origine pour déterminer la spéciation des métaux dans les sédiments (Tessier *et al.*, 1979; Fraser et Lum, 1983). La compréhension de la spéciation des métaux dans les déchets solides est utile pour établir quels sont les contaminants susceptibles d'être lixiviés dans différents environnements chimiques. Un échantillon finement broyé est traité par une série de cinq extractions chimiques dont l'agressivité est croissante, allant des échanges d'ions avec le chlorure de lithium à la digestion totale d'acide fluorhydrique, de façon à séparer les contaminants en cinq fractions. Les composés dans chaque

fraction successive sont plus réfractaires que ceux de la fraction précédente.

3.2.5 Essai de lixiviation dynamique

L'essai de lixiviation dynamique est le seul essai utilisé dans la présente étude qui tente de mesurer la mobilité des contaminants. Cet essai est une adaptation de l'*American Nuclear Society Test ANSI/ANS 16.1* (ANS, 1986). Un spécimen monolithique cylindrique est immergé dans l'eau distillée dans un rapport volume/surface géométrique de l'échantillon de 10 cm. La solution lixiviante est renouvelée selon un certain programme, en calculant les intervalles de lixiviation à l'aide d'un modèle de diffusion, de telle sorte que la quantité lixiviée pendant chaque intervalle soit la même (Côté et Isabel, 1984). Deux programmes sont disponibles, selon que la mobilité des contaminants est élevée ou faible; on peut effectuer l'essai pendant sept ou neuf intervalles de lixiviation, pour une durée totale de 5 ou 9 jours respectivement. La fraction de la quantité totale lixiviée durant chaque intervalle sert à calculer un coefficient de diffusion apparente et un indice de lixiviabilité, lesquels permettent d'évaluer la mobilité du contaminant. La méthode utilisée diffère de celle de l'*American Nuclear Society* (ANS) en ce qu'on a adopté des intervalles de lixiviation variables et que la durée totale de l'essai est plus courte.

3.3 Analyse chimique des lixiviats

Les méthodes employées pour analyser les contaminants dans les lixiviats sont résumées aux tableaux 9 et 10. Le tableau 9 indique les mesures à suivre pour préparer les échantillons, et le tableau 10 présente les méthodes de mesure.

3.4 Méthodes d'évaluation micromorphologique

L'étude des propriétés microscopiques des produits solidifiés fournit des renseignements sur leurs caractéristiques macroscopiques, tant en ce qui concerne leurs propriétés mécaniques générales que leur capacité d'immobiliser les contaminants. On trouvera ci-dessous la description des méthodes utilisées.

3.4.1 Diffraction aux rayons X

La diffraction aux rayons X sert à caractériser les phases cristallines présentes dans un échantillon. On fait tourner un échantillon finement broyé tout en l'irradiant avec un faisceau monochromatique de rayons X. Les différentes phases cristallines diffractent le faisceau de rayons X à différents angles de rotation (Θ) et produisent des signaux intenses qui sont enregistrés numériquement ou sur un enregistreur à déroulement continu, sous la forme de coups par seconde par rapport à l'angle 2Θ. Les intensités de crête sont liées au degré de cristallinité de l'échantillon. Les angles auxquels on retrouve les maxima peuvent servir à calculer, à l'aide de la loi de Bragg, l'espacement entre les plans atomiques des différentes phases cristallines. Une base de données des espacements de plans atomiques connus sert à déterminer la nature de ces phases cristallines (JCPDS, 1986).

3.4.2 Microscopie électronique à balayage

La microscopie électronique à balayage sert à créer une image fortement grossie de la surface du déchet solidifié. Un faisceau d'électrons concentré à haute énergie de plusieurs dizaines d'Angstroms de diamètre balaie un échantillon enduit d'une pellicule d'or ou de carbone. Les interactions du faisceau avec les couches électroniques des plus externes des atomes de la surface

Tableau 9 Procédures de préparation des échantillons

Déchet	Contaminant étudié	Méthode d'extraction
Solution synthétique du CTEU	Arsenic	Digestion sulfurique/nitrique[a]
	Cadmium	Digestion eau régale/H_2O_2[a,b]
	Chrome	Digestion eau régale/H_2O_2[b]
	Plomb	Digestion eau régale/H_2O_2[b]
	Phénol	Méthode 4AAP[c]
Boue synthétique de la WES	Cadmium	Digestion eau régale/H_2O_2[b]
	Chrome	Digestion eau régale/H_2O_2[b]
	Nickel	Digestion eau régale/H_2O_2[b]
	Mercure	Méthode au Cr_2O_7/nitrique/ vapeur froide[a]
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Arsenic	Digestion sulfurique/nitrique
	Chrome	Digestion eau régale/H_2O_2[b]
	Plomb	Digestion eau régale/H_2O_2[b]
	Thallium	Digestion eau régale/H_2O_2[b]
	Cyanure	Distillation alcaline[a]
Sédiment de dragage	Chrome	Digestion eau régale/H_2O_2[b]
	Cuivre	Digestion eau régale/H_2O_2[b]
	Plomb	Digestion eau régale/H_2O_2[b]
	Zinc	Digestion eau régale/H_2O_2[b]
	Mercure	Méthode au Cr_2O_7/nitrique/ vapeur froide
	Biphényles polychlorés (BPC)	Méthode CG CTEU[a], méthode CG AEC (BPC)[d] ou méthode EPA 8080 (CG)[e]
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Arsenic	Digestion sulfurique/nitrique
	Plomb	Digestion eau régale/H_2O_2[b]
	Pentachlorophénol (PCP)	Méthode EPA 8040 (CG)[e] ou méthode CG AEC (PCP)[d]
	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	Méthode CLHP AEC (HAP)[d] ou méthode EPA 610 (CLHP)[e]

[a] Source : CTEU (1985).
[b] Digestion effectuée au CTEU et à l'AEC seulement sur des lixiviats du TCLP; les métaux dans les autres lixiviats ou ceux analysés par la WES ont été mesurés directement.
[c] Source : APHA (1981).
[d] Source : AEC (1985b).
[e] Source : EPA (1980).

Tableau 10 Méthodes de mesure

Paramètre	Instrument utilisé en laboratoire CTEU	AEC	WES
Arsenic	Gén. hyd./SPCI	SAAFG	SAAFG
Mercure	SAA	SAAFG	SAA
Autres métaux	SPCD et SAAFG	SPCI	SAAFG
Cyanure	Colorimétrie	Colorimétrie	Colorimétrie
Carbone organique total (C.O.T.)	DC80	Colorimétrie	Analyseur de carbone
Phénol	Colorimétrie	Colorimétrie	s/o
Biphényles polychlorés (BPC)	CG (DCE)	CG (DCE)	CG (DCE)
Pentachlorophénol	CG (DCE)	CG (DCE)	CG/SM
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	CLHP	CLHP	CG/SM

Remarques : Gén. hyd. = générateur d'hydrure.
SPCI = spectrométrie de plasma couplé par induction.
SAA = spectrométrie d'adsorption atomique.
SPCD = spectrométrie de plasma couplé directement.
SAAFG = spectrométrie d'adsorption atomique dans un four en graphite.
CG = chromatographie en phase gazeuse.
SM = spectrométrie de masse.
DCE = détecteur à capture d'électrons.
CLHP = chromatographie liquide haute performance.
s/o = sans objet.
DC80 = analyseur de carbone DC80 de Dohrmann.

produisent des électrons secondaires, lesquels sont collectés par un détecteur et sont affichés sur un écran cathodique, créant ainsi une image de la surface. On peut parvenir à des grossissements allant de 20 à 10 000 fois la dimension d'origine (Goldstein *et al.*, 1984).

3.4.3 Analyse aux rayons X à dispersion d'énergie

L'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie peut être employée avec la microscopie électronique à balayage pour déterminer la composition locale des grains cristallins. On peut effectuer une analyse à partir d'un volume de 1 μm^3; ainsi, l'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie peut fournir des informations sur la distribution

des éléments dans un échantillon, ce que l'on ne peut pas faire en utilisant des méthodes chimiques globales. En plus de produire des électrons, l'interaction du faisceau électronique à haute énergie avec les atomes de la surface produit également des rayons X caractéristiques de différentes énergies. Les quantités relatives des éléments présents dans un volume d'échantillon sont déterminées à partir de l'intensité et de l'énergie des rayons X. La limite de détection de cette méthode dépend du numéro atomique de l'élément à l'étude et est approximativement de 0,5 % poids.

3.4.4 Microscopie optique

La microscopie optique fournit des renseignements sur la distribution générale des différentes phases. La taille des cristaux dans les échantillons solidifiés est le plus souvent proche du pouvoir séparateur du microscope, mais il est néanmoins possible de déceler les hétérogénéités de l'échantillon à grande échelle. De plus, le microscope optique permet d'observer les couleurs. Les produits solidifiés ont été préparés de deux manières afin d'être observés sous un microscope ordinaire à lumière transmise : 1) les grains de l'échantillon réduit en poudre ont été solidifiés dans de la résine d'époxyde, laquelle a été broyée jusqu'à une épaisseur permettant à la plupart des particules de transmettre la lumière et 2) l'échantillon réduit en poudre a été saupoudré sur des plaques de verre auxquelles on a ajouté quelques gouttes d'eau. L'observation des échantillons s'est faite à des grossissements de 40 à 400 fois la taille originale.

Méthodes d'analyse de la reproductibilité

4.1 Conception statistique des essais

Les différents spécimens de produits solidifiés ont été distribués par Dynamac Corporation aux laboratoires aux fins d'essais physiques et chimiques conformément à la conception de base des essais illustrée au tableau 11. Selon cette conception, chaque produit solidifié devait être testé en double dans deux laboratoires, produisant ainsi un total de quatre répétitions pour chaque essai. Du fait des capacités limitées des laboratoires, la conception de base a été modifiée pour certains essais et certains déchets. De plus, des erreurs occasionnelles ou des échantillons manquants ont entraîné d'autres modifications à la conception de base. Les modifications apportées à la conception sont résumées dans les paragraphes qui suivent.

Conformément aux prévisions initiales, pour chacune des méthodes de mesure de la masse volumique en vrac, de la densité (par voie sèche ou par voie humide), de la teneur en eau et de la résistance à la compression sans étreinte latérale, un essai était constitué de trois répétitions au sein de l'essai. Par conséquent, si l'on s'était conformé à la conception de base, on aurait obtenu un total de six répétitions pour chacun des laboratoires (deux répétitions d'essai × trois

Tableau 11 Système de distribution des échantillons (conception de base, par type de déchet, par essai)

Participant industriel	Nombre d'échantillons distribués à chaque laboratoire		
	CTEU	AEC	WES
A	2	2	0
B	0	2	2
C	2	0	2
D	2	2	0
E	0	2	2
F	2	0	2
G	2	2	0
H	0	2	2
I	2	0	2
J	2	2	0
K	0	2	2
L	2	0	2
M	2	2	0
N	0	2	2
O	2	0	2

répétitions au sein de l'essai). En général, ce fut le cas pour les mesures de la masse volumique en vrac et de la résistance à la compression sans étreinte latérale pour les produits solidifiés de tous les types de déchets bruts. Toutefois, les mesures de la teneur en eau et de la densité relative par voie humide ont été effectuées une seule fois dans chaque laboratoire (c'est-à-dire trois répétitions au sein de l'essai). Deux répétitions de la méthode de densité relative par voie sèche ont été effectuées pour la plupart des produits solidifiés au Centre technique des eaux usées (six répétitions totales), trois répétitions ont été réalisées à l'*Alberta Environmental Centre* (neuf répétitions au total) et aucune n'a été effectuée à la WES. Pour des raisons de calcul statistique, il était plus pratique de traiter globalement toutes les répétitions de ces essais dans chacun des laboratoires, plutôt que de les séparer en groupes de trois.

La conception de base des essais a été appliquée pour la mesure de la conductivité hydraulique des spécimens de la boue synthétique de la WES, des spécimens de la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium ainsi que des spécimens du sol contaminé par une solution de préservation du bois.

Les essais de résistance à l'altération ont été effectués conformément à la conception de base pour tous les produits solidifiés, à l'exception du sédiment de dragage solidifié, car il était peu probable que ce type de sédiment soit exposé à des conditions d'altération.

L'essai d'extraction à l'équilibre et l'essai de lixiviation *Toxicity Characteristic Leaching Procedure* (TCLP) ont été appliqués au nombre d'échantillons prescrit dans la conception de base pour tous les produits solidifiés.

La capacité de neutralisation de l'acide n'a pas été mesurée pour les produits solidifiés du sédiment de dragage ni pour ceux du sol contaminé par une solution de préservation du bois, car ces types de déchet ne contenaient pas de quantités importantes de métaux lourds. Cet essai n'a pas non plus été appliqué aux produits de la boue de plaquage de bobines d'aluminium, car ces derniers contenaient du cyanure qui aurait été libéré par l'addition d'acide.

L'essai d'extraction chimique séquentielle et l'essai de lixiviation dynamique n'ont pas été effectués du tout par la WES. L'essai d'extraction chimique séquentielle a été effectué en double par le CTEU et l'AEC pour les produits solidifiés des déchets contenant des métaux, c'est-à-dire la solution synthétique du CTEU, la boue synthétique de la WES, la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium et le sédiment de dragage. L'essai de lixiviation dynamique a été effectué une seule fois par le CTEU et l'AEC pour les produits de la solution synthétique du CTEU, les produits de la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium et ceux du sol contaminé par une solution de préservation du bois.

Les techniques de caractérisation micromorphologique ont été appliquées par la LSU à tous les produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU, de la boue synthétique de la WES et du sol contaminé par une solution de préservation du bois. Selon les caractéristiques de chaque spécimen, il se peut que l'analyse par l'une des techniques ait été répétée à différents grossissements ou complètement omise.

4.2 Contrôle de la qualité

Chaque laboratoire a soumis des échantillons standard, des échantillons témoins, des échantillons fractionnés et des échantillons

témoins fractionnés aux fins de contrôle de la qualité analytique. Des échantillons standard en double contenant des concentrations connues des contaminants à l'étude ont été préparés au CTEU et envoyés à l'AEC et à la WES aux fins d'essai. Des échantillons témoins ont été soumis aux essais dans chaque laboratoire avec chaque groupe pour les procédures d'extraction à l'équilibre et de lixiviation TCLP. De plus, chacun des trois laboratoires a divisé un échantillon provenant de l'extraction à l'équilibre et un lixiviat produit par TCLP ainsi que les témoins correspondants pour un produit solidifié de chaque type de déchet brut, aux fins d'analyse dans les trois laboratoires.

La quantité des données nécessaires au contrôle de la qualité (pour les échantillons standard, témoins et fractionnés) n'a pas été suffisante pour que l'on puisse tirer des conclusions définitives quant à la validité des données analytiques restantes. Le traitement statistique des données provenant de chaque essai, comme nous le montrons dans les subdivisions ci-dessous, a été d'une plus grande utilité.

4.3 Analyse statistique des résultats

Lorsque l'on détermine si une méthode d'essai convient à la caractérisation des déchets solidifiés, il convient d'évaluer la reproductibilité de la méthode au sein d'un même laboratoire et d'un laboratoire à un autre. On trouvera ci-dessous la description des techniques statistiques utilisées pour analyser la reproductibilité. Les documents cités en référence fournissent de plus amples détails sur ces techniques.

L'analyse statistique n'a été effectuée que sur des données comparables; en d'autres termes, lorsque, pour un échantillon donné, certaines données manquaient ou étaient incomplètes ou inférieures à la limite de détection, cet échantillon a été omis de l'analyse. Le nombre de degrés de liberté est une fonction du nombre de points de mesure utilisés dans un calcul.

4.3.1 Reproductibilité intralaboratoire

Pour mesurer chaque paramètre au sein de chaque laboratoire, on a déterminé une valeur moyenne ($\bar{y}$) et une variance (s^2) pour chaque produit solidifié, selon les équations suivantes :

$$\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} y_i \qquad (1)$$

$$s^2 = \frac{1}{(n-1)} \sum_{i=1}^{n} (y_i - \bar{y})^2 \qquad (2)$$

où n est le nombre de répétition et y_i est la $i^{ème}$ répétition.

On a pris comme hypothèse que la variance était indépendante du produit solidifié et que, pour chaque paramètre, les variances correspondant aux différents produits solidifiés pourraient être regroupées comme suit (Box *et al.*, 1978) :

$$s^2 = \left(\sum_{i=1}^{n} \upsilon_i \; s_i^2\right) / \sum_{i=1}^{n} \upsilon_i \qquad (3)$$

où v_1 est le nombre de degrés de liberté pour les mesures du $i^{ème}$ produit solidifié. On a également calculé une valeur moyenne des variances intralaboratoires de chacun des trois laboratoires afin d'estimer une variance intralaboratoire globale regroupée.

Cette variance intralaboratoire globale regroupée approximative a été utilisée pour estimer le nombre de répétitions de chaque essai requis pour obtenir la précision désirée pour le paramètre considéré (Reckhow et Chapra, 1983) :

$$n = \frac{t^2_{0,025}\, s^2}{d^2} \qquad (4)$$

où $t_{0,025}$ est le t statistique de Student correspondant à la surface dans les deux extrémités de la courbe de Student, de telle sorte que $Pr(|t| t_{0,025}) = 0,05$, et la précision, d, est définie comme la différence entre la moyenne de la population (c'est-à-dire la valeur réelle de la mesure) et la moyenne de l'échantillon (c'est-à-dire la moyenne de n répétitions). On peut réarranger cette équation pour déterminer le niveau de précision atteint en utilisant un nombre donné de répétitions.

Pour appliquer les équations ci-dessus, la variance doit être indépendante de la valeur du paramètre. Pour la mesure de la masse volumique en vrac, la densité (par les deux méthodes), la teneur en eau et les résistances à l'altération par gel-dégel et par mouillage-séchage, cette indépendance requise était apparente. Pour la mesure de la conductivité hydraulique, de la résistance à la compression sans étreinte latérale et pour les données de concentrations provenant des essais de lixiviation, l'écart-type (s, la racine carrée de la variance) semblait être proportionnel à la valeur du paramètre. Il n'est pas rare de rencontrer des distributions de populations lognormales, notamment en chimie analytique quantitative à l'intérieur d'une gamme très large de concentrations. Ainsi, pour ces paramètres, on a appliqué la transformation de stabilisation de variance $x = \log(y)$ (Sachs, 1984). L'équation 1 a été appliquée aux données transformées (c'est-à-dire à x), ce qui a produit des moyennes géométriques plutôt qu'arithmétiques. On a également manipulé les données transformées à l'aide des équations 1, 2 et 3. Pour appliquer l'équation 4 aux données transformées, on a redéfini la précision, d, comme étant le logarithme du rapport de la moyenne de la population à la moyenne des échantillons.

4.3.2 Reproductibilité interlaboratoire

À l'aide de la valeur moyenne de chaque paramètre, mesurée dans chaque laboratoire pour chaque produit solidifié, on a calculé les moyennes et les variances interlaboratoires pour chaque paire d'un laboratoire. Il était impossible de calculer une variance interlaboratoire pour les trois laboratoires, car les essais de chaque produit solidifié n'ont été effectués que dans deux des trois laboratoires. Comme pour le calcul des variances intralaboratoires, les variances interlaboratoires ont été regroupées pour les produits solidifiés et pour chaque paire d'un laboratoire afin de déterminer une variance interlaboratoire globale regroupée. On a procédé à un test F (Box *et al.*, 1978) pour comparer les variances interlaboratoires et intralaboratoires.

On peut utiliser la variance interlaboratoire globale regroupée pour déterminer la largeur de l'intervalle de confiance de 95 % sur un paramètre pour chacun des produits solidifiés : $2 \times t_{0,025} \times s$, où $t_{0,025}$ est tel que défini précédemment et s, l'écart-type, est la racine carrée de la variance interlaboratoire globale regroupée. Avec huit degrés de liberté ou plus, $t_{0,025}$ est approximativement égal à 2; par conséquent, la largeur de l'intervalle de confiance de 95 % est égale à environ quatre fois l'écart-type.

Si l'intervalle de confiance de 95 % pour la mesure de chaque produit solidifié est aussi large (ou plus large) que la gamme des valeurs rencontrées dans les différents produits solidifiés, cela indique que l'étalement des données pour les différents produits solidifiés ne peut être dû qu'à une erreur expérimentale. Toutefois, si la gamme observée est, en fait, supérieure à ce que l'on pourrait prévoir dans le cas de l'erreur expérimentale (comme l'indique l'intervalle de confiance de 95 %), on peut conclure que l'on a mesuré une différence réelle entre les produits solidifiés.

Pour pouvoir comparer l'intervalle de confiance de 95 % sur une valeur pour un produit solidifié avec la gamme des valeurs mesurées pour les différents produits solidifiés, on a calculé un intervalle de confiance de 95 % pour la valeur médiane du paramètre, m, selon la formule suivante :

$$\textit{intervalle de confiance de 95 \%} = m \pm t_{0,025} \times s \qquad (5)$$

Puisque t augmente lorsque le nombre de degrés de liberté diminue, l'intervalle de confiance devient très large si l'on utilise un petit ensemble de données pour calculer la variance. Par conséquent, on n'a pas calculé d'intervalle de confiance lorsqu'il y avait moins de huit degrés de liberté, car la largeur de l'intervalle de confiance démontrerait le manque de données plutôt que la variabilité des échantillons.

Pour les données qui ont subi une transformation logarithmique, l'intervalle de confiance de 95 % du paramètre médian a été calculé à partir de l'écart-type interlaboratoire logarithmique global regroupé, s_x, comme suit :

$$\text{intervalle de confiance de 95 \%} = m \times/\text{antilog}(t_{0,025} \times s_x) \qquad (6)$$

où ×/ signifie multiplier ou diviser. On peut également décrire cet intervalle de confiance comme étant plus ou moins un pourcentage, comme on l'a fait dans le présent rapport.

En outre, pour chaque produit solidifié, on a reporté graphiquement la valeur moyenne d'un paramètre mesuré dans un laboratoire (a) par rapport à la valeur moyenne mesurée dans un autre laboratoire d'essai (b). Idéalement, les points obtenus pour chaque paire d'un laboratoire devraient coïncider avec la droite ayant pour équation a = b. On a calculé un coefficient de corrélation, r, pour déterminer le degré de déviation d'une relation linéaire entre les valeurs déterminées dans les deux laboratoires :

$$r^2 = \left(\sum_{i=1}^{n} a_i b_i\right) / \left(\sum_{i=1}^{n} a_i^2 \sum_{i=1}^{n} b_i^2\right) \qquad (7)$$

Lorsque r est égal à un, cela indique une relation linéaire parfaite entre les deux ensembles de données, alors que si r est égal à zéro, il n'existe aucune relation. Dans le présent rapport, on a considéré qu'une valeur de r supérieure à 0,8 indiquait une bonne relation entre les deux ensembles de données, et on a supposé qu'il existait une certaine relation lorsque r était supérieur à 0,6. Dans les cas où r était inférieur à 0,6, on a conclu qu'il n'existait pas de relation définie entre les deux variables. Malheureusement, toutefois, le niveau significatif du coefficient de corrélation diminue avec le nombre de points utilisés pour le calculer. Bien que l'on ait calculé un coefficient de corrélation lorsque plus de deux points comparables existaient, il convient de ne pas accorder trop d'importance à sa valeur.

Compte tenu du fait qu'un coefficient de corrélation ne permet de déterminer que s'il existe une relation entre les valeurs enregistrées dans les deux laboratoires et non pas s'il existe une erreur dans l'un des laboratoires, et qu'une régression linéaire par la méthode des moindres carrés est inappropriée lorsque les deux variables comportent une erreur, on a également procédé à un test T par paires pour comparer la différence moyenne entre les laboratoires en prenant comme hypothèse nulle que la différence était égale à zéro.

Section 5

Résultats et reproductibilité des méthodes d'essai

On trouvera dans les subdivisions ci-dessous le résumé des résultats enregistrés pour chaque propriété ainsi que l'analyse statistique des résultats qui a été effectuée tel qu'il est prescrit à la section 4. Les reproductibilités intralaboratoire et interlaboratoire de chaque méthode d'essai sont considérées dans un sens absolu, de même que par rapport à la gamme de propriétés que l'on peut rencontrer et à l'utilisation prévue des mesures.

5.1 Résultats des évaluations physiques

Pour chacune des méthodes d'essai physique appliquées aux produits solidifiés, on a calculé une valeur moyenne pour chaque produit solidifié, tel qu'il est prescrit à la section 4. Les tableaux se trouvant dans les subdivisions ci-dessous résument les moyennes interlaboratoires par les médianes et les intervalles des valeurs des paramètres, pour les différents produits solidifiés. Pour chaque propriété, l'écart-type intralaboratoire global regroupé, l'écart-type interlaboratoire global regroupé et l'intervalle de confiance de 95 % de la médiane de la plage donnée (basée sur l'écart-type interlaboratoire) sont également présentés. Pour chaque essai, le nombre recommandé de répétitions a été calculé à partir de la reproductibilité intralaboratoire globale regroupée. Ces valeurs sont résumées à la section 7.

5.1.1 Masse volumique en vrac

Le tableau 12 montre la valeur médiane et la plage de variation des masses volumiques en vrac des produits solidifiés pour chaque type de déchet et résume l'analyse statistique.

Les plages de variation ont été déterminées en calculant la moyenne des masses volumiques en vrac pour chaque produit solidifié dans tous les laboratoires. Pour les produits solidifiés des cinq types de déchets, la masse volumique en vrac médiane était de 1,44 g/cm^3, les valeurs individuelles variant d'une valeur inférieure à celle de l'eau, soit 0,80 g/cm^3, à 2,18 g/cm^3. Les plages de variation des produits solidifiés de tous les types de déchets étaient similaires, mais les masses volumiques en vrac des produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois étaient légèrement supérieures, car le sol était sec à l'origine.

La variance interlaboratoire globale regroupée a été utilisée pour calculer un intervalle de confiance de 95 % de la masse volumique en vrac médiane mesurée dans la présente étude, soit 1,44 ± 0,21 g/cm^3. La gamme des masses volumiques en vrac rencontrées dans le cas des différents produits solidifiés était supérieure à l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 % sur la masse volumique en vrac médiane. Par conséquent, on a mesuré une différence réelle entre les masses volumiques en vrac pour les différents produits solidifiés. Compte tenu du fait que les matériaux utilisés dans les différents procédés de solidification étaient apparemment très similaires, la gamme observée représente principalement des différences au plan de la porosité.

On a utilisé un test F pour comparer la variance interlaboratoire globale regroupée et la variance intralaboratoire globale regroupée; la variance intralaboratoire était

Tableau 12 Résumé des masses volumiques en vrac pour tous les produits solidifiés

Déchet brut	Nombre de produits testés	Masse volumique en vrac moyenne (g/cm³) Médiane	Plage
Solution synthétique du CTEU	14	1,43	0,91 à 1,87
Boue synthétique de la WES	14	1,42	0,80 à 1,69
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	1,34	0,83 à 1,99
Sédiment de dragage	15	1,40	0,99 à 1,97
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	1,57	1,17 à 2,18
Total	69	1,44	0,80 à 2,18

Résumé des statistiques	Degré de liberté	Écart-type	I.C.* de 95 % pour la médiane
Intralaboratoire**	472	0,057	-
Interlaboratoire***	60	0,105	1,23 à 1,65

* Intervalle de confiance.
** Une seule mesure de la masse volumique en vrac.
*** Un groupe de trois mesures de la masse volumique en vrac dans chaque laboratoire.

supérieure à la variance intralaboratoire au niveau significatif de 1 %.

L'examen des tracés obtenus par chaque paire d'un laboratoire pour les masses volumiques en vrac mesurées moyennes de chaque produit solidifié dans chaque laboratoire montre que les points de mesure coïncident approximativement avec une droite ayant pour équation $x = y$. Les coefficients de corrélation pour ces points de données sont supérieurs à 0,8, ce qui indique qu'il y a peu de dispersion par rapport à la ligne droite et qu'il existe une bonne relation entre les résultats provenant des différents laboratoires. Une comparaison à l'aide d'un test T de la différence moyenne entre les paires d'un laboratoire en prenant une différence hypothétique de zéro montre que, au niveau de 1 %, il n'existe aucune différence significative entre les valeurs moyennes mesurées au CTEU et à l'AEC, ni entre les valeurs mesurées au CTEU et à la WES. Toutefois, les masses volumiques en vrac mesurées à la WES sont significativement supérieures, de 0,08 g/cm³, à celles mesurées à l'AEC. Une différence aussi faible n'a aucune importance au plan pratique.

5.1.2 Densité

Deux méthodes ont permis de mesurer la densité des produits solidifiés. Les résultats de la méthode plus traditionnelle utilisant de l'eau pour saturer les pores de la matrice ont été comparés à une méthode où l'on utilise de l'hélium pour saturer les pores, car on pensait que l'utilisation de l'eau entraînerait la dissolution partielle de la matrice de l'échantillon.

On trouvera au tableau 13 les valeurs médianes et les plages de variation des mesures de la densité effectuées grâce à la méthode par voie humide, pour les cinq types de déchets, ainsi qu'un résumé de l'analyse statistique. Pour tous les échantillons testés, la densité médiane mesurée au moyen de la méthode par voie humide était de 2,48, avec une plage de variation de 1,75 à 3,53. Les plages de variation étaient similaires pour les produits solidifiés des cinq types de déchets.

L'intervalle de confiance de 95 % de la densité médiane pour tous les produits solidifiés, calculé à l'aide de la variance interlaboratoire globale regroupée, était de $2,48 \pm 0,66$. Compte tenu du fait que la plage de variation des densités observées n'était que légèrement supérieure à la plage de variation décrite par l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 %, il semble qu'il ait été difficile de mesurer une

Tableau 13 Résumé des densités mesurées au moyen de la méthode par voie humide pour tous les produits solidifiés

Déchet brut	Nombre de produits testés	Densité moyenne Médiane	Plage
Solution synthétique du CTEU	14	2,55	2,27 à 3,53
Boue synthétique de la WES	14	2,45	1,75 à 2,80
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	2,48	2,21 à 2,80
Sédiment de dragage	15	2,53	2,39 à 2,92
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	2,29	2,11 à 2,70
Total	69	2,48	1,75 à 3,53

Résumé des statistiques	Degré de liberté	Écart-type	I.C.* de 95 % pour la médiane
Intralaboratoire**	242	0,17	-
Interlaboratoire***	66	0,33	1,82 à 3,14

* Intervalle de confiance.
** Une seule mesure de la densité.
*** Un groupe de trois mesures de la densité dans chaque laboratoire.

différence réelle entre les produits solidifiés au moyen de cette méthode.

La comparaison des variances intralaboratoires globales regroupées et des variances interlaboratoires globales regroupées à l'aide d'un test F au niveau significatif de 1 % a montré que la variance interlaboratoire était de manière significative supérieure à la variance intralaboratoire.

Comme l'on pouvait s'y attendre, le tracé des densités moyennes mesurées grâce à la méthode par voie humide, obtenu grâce aux paires d'un laboratoire, n'indique pas de relation apparente entre la valeur mesurée dans un laboratoire et celle mesurée dans un autre laboratoire. Les faibles coefficients de corrélation calculés pour les données confirment cette absence de relation. Toutefois, les comparaisons à l'aide du test T des moyennes pour chacune des paires d'un laboratoire montrent qu'il n'y a pas d'erreur dans les résultats de l'un ou l'autre des trois laboratoires au niveau de 1 %.

Pour la méthode par voie sèche, la densité médiane pour tous les produits solidifiés était de 2,34, les valeurs étant comprises entre 1,94 et 2,71. On trouvera au tableau 14 la présentation des données pour chaque type de déchet ainsi qu'un résumé de l'analyse

Tableau 14 Résumé des densités mesurées au moyen de la méthode par voie sèche pour tous les produits solidifiés

Déchet brut	Nombre de produits testés	Densité moyenne Médiane	Plage
Solution synthétique du CTEU	9	2,27	2,06 à 2,17
Boue synthétique de la WES	8	2,37	1,94 à 2,59
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	12	2,35	2,16 à 2,47
Sédiment de dragage	13	2,51	2,23 à 2,67
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	2,31	2,17 à 2,43
Total	55	2,34	1,94 à 2,71

Résumé des statistiques	Degré de liberté	Écart-type	LC.* de 95 % pour la médiane
Intralaboratoire**	495	0,023	-
Interlaboratoire***	17	0,1	2,14 à 2,54

* Intervalle de confiance.
** Une seule mesure de la densité.
*** Un groupe de trois mesures de la densité dans chaque laboratoire.

statistique. Les densités ont été mesurées au moyen de la méthode par voie sèche au CTEU et à l'AEC seulement.

Avec la variance interlaboratoire globale regroupée, l'intervalle de confiance de 95 % était de 2,34 ± 0,20. Comme précédemment, la plage de variation des valeurs mesurées grâce à la méthode par voie sèche n'est pas très supérieure à l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 %, ce qui montre que cet essai ne permet pas d'établir l'existence de différences entre les produits solidifiés.

Une comparaison, effectuée à l'aide d'un test F, de la variance interlaboratoire globale regroupée pour le CTEU ainsi que l'AEC et de la variance intralaboratoire globale regroupée a montré une variabilité bien supérieure entre les laboratoires qu'au sein d'un même laboratoire au niveau significatif de 1 %.

Le tracé des densités moyennes mesurées grâce à la méthode par voie sèche au CTEU, obtenu par les paires d'un laboratoire, par rapport à celles mesurées à l'AEC indique une certaine dispersion par rapport à une relation linéaire. Le coefficient de corrélation pour les données est de 0,7, ce qui confirme l'existence d'une relation entre les résultats obtenus dans les deux laboratoires. Une comparaison à l'aide d'un test T des densités obtenues dans les deux laboratoires montre que les densités mesurées à l'AEC tendent à être plus élevées que celles mesurées au CTEU, et ce, par une valeur moyenne de 0,07 au niveau significatif de 1 %.

Si l'on compare les résultats obtenus grâce aux deux méthodes, on observe que la variabilité résultant de la méthode par voie sèche est inférieure à celle de la méthode par voie humide; parallèlement, la plage de variation observée des valeurs obtenues grâce à la méthode par voie sèche est également plus étroite (puisque l'erreur expérimentale sur ces valeurs est moindre). Le coefficient de corrélation entre les deux méthodes était de 0,6, ce qui indique une faible relation entre celles-ci. La comparaison des deux méthodes à l'aide d'un test T au niveau significatif de 1 % indique que la méthode par voie humide a produit des mesures de densité plus élevées, et ce, d'une valeur moyenne de 0,13. Une telle différence peut être expliquée par la dissolution partielle de la matrice de l'échantillon dans l'eau.

L'incapacité des deux méthodes à établir aisément une distinction entre les différents produits solidifiés peut s'expliquer par la similarité des ingrédients de solidification utilisés; il est évident que les produits solidifiés à base de ciment devraient avoir une densité proche de celle du ciment. La densité des ciments Portland hydratés est approximativement de 2,5 (Brunauer, 1957), alors que la densité médiane mesurée grâce à la méthode par voie humide est de 2,5 et que la densité médiane mesurée grâce à la méthode par voie sèche est de 2,3.

5.1.3 Teneur en eau

On trouvera au tableau 15 les plages de variation et les valeurs médianes de la teneur en eau des produits solidifiés de chaque type de déchet brut, ainsi qu'un résumé de l'analyse statistique. Pour les différents produits solidifiés, les valeurs de la teneur en eau variaient de près de zéro, soit 0,88 % (p^{ds}/p^{ds} frais), à 63,6 %, avec une valeur médiane de 25,8 %. Les plages de variation de la teneur en eau pour les produits solidifiés de tous les types de déchets se sont avérées similaires, à l'exception des produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois, qui semblaient avoir une teneur en eau plus faible.

On a également déterminé un intervalle de confiance de 95 % pour la teneur en eau médiane à l'aide de la variance

interlaboratoire globale regroupée, soit 25,8 ± 10,2 % (p^{ds}/p^{ds} frais). La plage de variation des teneurs en eau mesurées est bien plus large que l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 %, ce qui indique nettement qu'il existe des différences réelles dans les teneurs en eau des différents produits solidifiés.

Un test F a montré que la variance interlaboratoire globale était bien supérieure à la variance intralaboratoire globale regroupée au niveau significatif de 1 %. La difficulté de normalisation des conditions de l'étuve de séchage et les variations de l'humidité ambiante des laboratoires selon la situation géographique peuvent expliquer la différence observée.

L'examen du tracé des teneurs en eau moyennes enregistrées dans chaque laboratoire, obtenu par les paires d'un laboratoire, montre que les points de mesure coïncident approximativement avec une droite ayant pour équation x = y, avec une certaine dispersion. Les coefficients de corrélation pour ces données par paire d'un laboratoire sont de 0,8 ou plus, ce qui indique également une relation marquée entre les résultats enregistrés dans différents laboratoires. Selon le test T, il n'y a pas d'erreur cohérente dans les résultats provenant de l'un ou l'autre des trois laboratoires.

Tableau 15 Résumé des teneurs en eau pour tous les produits solidifiés

Déchet brut	Nombre de produits testés	Teneur en eau moyenne (%, p^{ds}/p^{ds} frais) Médiane	Plage
Solution synthétique du CTEU	14	19,9	1,1 à 63,6
Boue synthétique de la WES	14	26,0	2,4 à 45,7
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	33,6	10,3 à 54,0
Sédiment de dragage	15	29,7	0,93 à 48,0
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	12,6	0,88 à 24,8
Total	69	25,8	0,88 à 63,6

Résumé des statistiques	Degrés de liberté	Écart-type	I.C.* de 95 % pour la médiane
Intralaboratoire**	260	0,65	-
Interlaboratoire***	63	5,1	15,6 à 36,0

* Intervalle de confiance.
** Une seule mesure de la teneur en eau.
*** Un groupe de trois mesures de la teneur dans chaque laboratoire.

5.1.4 Propriétés physiques calculées

Les facteurs de changement de poids calculés à l'aide des informations fournies par les participants industriels quant à leurs procédés (se reporter à la sous-section 2.2) ont été utilisés conjointement aux données sur la masse volumique en vrac pour calculer un facteur de changement de volume pour chaque procédé de solidification. On a utilisé les valeurs moyennes de la masse volumique en vrac, de la densité et de la teneur en eau pour calculer la porosité et le degré de saturation de chaque produit solidifié. Dans la mesure du possible, on a employé la densité mesurée à l'aide de la méthode par voie sèche pour calculer la porosité et le degré de saturation, car on a montré précédemment que celle-ci était plus précise que celle obtenue par la méthode par voie humide. On trouvera un résumé des plages de variation des facteurs de changement de volume et de la porosité aux tableaux 16 et 17 respectivement. On a utilisé la loi exponentielle de propagation des erreurs pour calculer l'écart-type de la valeur médiane de chaque paramètre à partir des variances interlaboratoires globales regroupées associées à la masse volumique en vrac, à la densité et à la teneur en eau.

On a calculé le facteur de changement de volume (FCV) pour un procédé de solidification à l'aide de la formule suivante :

$$FCV = \frac{MVV_b}{MVV} \times FCP \qquad (8)$$

où MVV_b = masse volumique en vrac du déchet brut (g/cm^3);

MVV = masse volumique en vrac du produit solidifié (g/cm^3);

Tableau 16 Résumé des facteurs de changement de volume pour tous les produits solidifiés

Déchet brut	Nombre de produits testés	Facteur de changement de volume	
		Médiane	Plage
Solution synthétique du CTEU	14	1,70	1,01 à 3,67
Boue synthétique de la WES	14	1,67	1,23 à 3,73
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	1,64	1,12 à 3,95
Sédiment de dragage	15	1,41	1,14 à 2,84
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	1,36	0,96 à 4,04
Total	69	1,55	0,96 à 4,04

Résumé des statistiques	Écart-type	I.C.* de 95 % pour la médiane
Interlaboratoire	0,15	1,25 à 1,85

* Intervalle de confiance.

Tableau 17 Résumé des porosités calculées pour tous les produits solidifiés

Déchet brut	Nombre de produits testés	Porosité Médiane	Plage
Solution synthétique du CTEU	14	0,55	0,21 à 0,81
Boue synthétique de la WES	14	0,56	0,32 à 0,74
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	0,64	0,27 à 0,76
Sédiment de dragage	15	0,59	0,23 à 0,74
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	0,44	0,16 à 0,50
Total	69	0,57	0,16 à 0,81

Résumé des statistiques	Écart-type	I.C.* de 95 % pour la médiane
Interlaboratoire	0,095	0,38 à 0,76

* Intervalle de confiance.

FCP = facteur de changement de poids du procédé de solidification.

Les facteurs de changement de volume des différents procédés de solidification variaient de 0,96, représentant une légère diminution de volume du produit solidifié par rapport au déchet brut, à 4,04, soit une augmentation de volume d'un facteur de 4, avec une médiane égale à 1,55. En utilisant la variance associée à la mesure de la masse volumique en vrac, on a calculé un intervalle de confiance de 95 % pour le facteur de changement de volume médian de $1{,}55 \pm 0{,}30$. On a supposé que la variance associée au facteur de changement de poids était négligeable.

La plage de variation des facteurs de changement de volume calculés est très largement supérieure à l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 % sur le facteur de changement de volume médian, ce qui indique que les produits solidifiés étaient de manière mesurable très différents l'un de l'autre à cet égard.

On a calculé la porosité (P) des matrices des déchets solidifiés selon l'équation suivante :

$$P = 1 - \frac{MVV\,(1 - W)}{D \times mv} \qquad (9)$$

où W = teneur en eau du produit solidifié (p^{ds}/p^{ds} frais);

D = densité du produit solidifié;

mv = masse volumique de l'eau (1 g/cm^3).

On a trouvé que, pour tous les produits solidifiés, la porosité variait de 0,16 à 0,81, avec une porosité médiane de 0,57. L'intervalle de confiance de 95 % calculé de cette porosité médiane était égal à $0,57 \pm 0,19$.

La plage de variation des porosités calculées ne dépassait que légèrement l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 % sur la porosité médiane, ce qui démontre la difficulté de mesurer des différences de porosité. L'erreur associée aux chiffres obtenus pour la porosité était relativement élevée en raison de l'effet combiné des erreurs associées aux propriétés mesurées que l'on a utilisées pour les calculs.

5.1.5 Conductivité hydraulique

Le tableau 18 montre la valeur médiane et la plage de variation des conductivités hydrauliques enregistrées pour les produits solidifiés de chaque type de déchet et résume l'analyse statistique. Pour les produits solidifiés des trois types de déchets, la conductivité hydraulique médiane était de 3×10^{-8} m/s, les valeurs de conductivité hydraulique variant de celle de l'argile dense, 7×10^{-10} m/s, à celle du sable silteux, 3×10^{-6} m/s. La conductivité hydraulique semble indépendante du type de déchet brut. Compte tenu du fait que l'écart-type semblait proportionnel à l'importance de la conductivité hydraulique, on a effectué des analyses statistiques sur les transformations logarithmiques des données. Les plages de variation ont été déterminées en calculant la moyenne géométrique de la conductivité hydraulique de chaque produit solidifié pour tous les laboratoires.

La variance interlaboratoire globale regroupée a été utilisée pour calculer un intervalle de confiance de 95 % de $3 \times 10^{-8} \pm 1\,600$ % (c'est-à-dire $\times/ 17$) m/s. La plage de variation des conductivités hydrauliques mesurées n'était que de peu supérieure à l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 % sur la médiane. Il semble néanmoins que l'étalement sur quatre ordres de grandeur des conductivités hydrauliques mesurées est dû principalement à l'erreur expérimentale.

Dans chacun des trois laboratoires, plusieurs vérifications ont été effectuées pour chaque échantillon. Dans les laboratoires du CTEU et de la WES, on a également effectué des répétitions de la mesure de la conductivité hydraulique sur deux spécimens de chaque produit solidifié. Ainsi, les variances intralaboratoires ont été calculées pour les mesures répétées de la conductivité hydraulique sur le même spécimen (vérifications) et sur différents spécimens (essais). La variance intralaboratoire globale regroupée entre essais a été utilisée pour calculer le nombre de répétitions recommandé pour cet essai.

On a eu recours à un test F pour comparer la variance intralaboratoire globale regroupée entre vérifications et la variance intralaboratoire globale regroupée entre essais, ainsi que la variance interlaboratoire globale regroupée avec la variance intralaboratoire globale regroupée entre essais. La variance entre essais était largement supérieure à la variance entre vérifications au niveau significatif de 1 %. Ainsi, il semble que la différence entre les spécimens individuels du même produit solidifié constitue la source la plus importante de variabilité, en ce qui concerne la mesure de la conductivité hydraulique. La variance interlaboratoire n'était pas supérieure à la variance intralaboratoire entre essais au niveau significatif de 1 %.

Les tracés obtenus par paire d'un laboratoire pour la conductivité hydraulique moyenne mesurée dans chaque laboratoire sont en apparence dispersés. La correspondance entre les données mesurées au CTEU et

Tableau 18 Résumé des conductivités hydrauliques pour tous les produits solidifiés

Déchet brut	Nombre de produits testés	Conductivité hydraulique moyenne (m/s) Médiane	Plage
Boue synthétique de la WES	12	6×10^{-9}	2×10^{-9} à 3×10^{-6}
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	3×10^{-8}	7×10^{-10} à 2×10^{-6}
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	12	5×10^{-8}	2×10^{-9} à 2×10^{-6}
Total	37	3×10^{-8}	7×10^{-10} à 3×10^{-6}

Résumé des statistiques	Degrés de liberté	Écart-type (%)	I.C.* de 95 % pour la médiane
Intralaboratoire :			
entre vérifications**	111	32	-
entre essais***	52	249	-
Interlaboratoire***	25	312	2×10^{-9} à 5×10^{-7}

* Intervalle de confiance.
** Pour les vérifications de conductivité hydraulique sur le même échantillon.
*** Pour les essais de conductivité hydraulique sur différents échantillons.

celles de l'AEC est la pire, avec un coefficient de corrélation de seulement 0,27; toutefois, le coefficient de corrélation entre les données de la WES et de l'AEC est de 0,54 et celui du CTEU et de la WES est bon, se chiffrant à 0,8. Un test T révèle que, au niveau de 1 %, il n'existe aucune différence significative entre les valeurs moyennes mesurées au CTEU et celles de l'AEC ou celles de la WES.

5.1.6 Résistance à la compression sans étreinte latérale

La résistance à la compression sans étreinte latérale médiane pour tous les produits solidifiés soumis à l'essai était de 1 760 kPa, les valeurs variant de 70 à 17 880 kPa. Les valeurs enregistrées pour les produits solidifiés de chaque type de déchet brut sont indiquées au tableau 19, ainsi que le résumé des données statistiques. Comme dans le cas des données sur la conductivité hydraulique, l'écart-type semblait être fonction de la grandeur de la résistance à la compression sans étreinte latérale, de sorte que l'on a effectué une analyse statistique des transformations logarithmiques des données.

La comparaison des variances intralaboratoire et interlaboratoire globales à l'aide d'un test F au niveau significatif de 1 % a démontré que la variance interlaboratoire était supérieure.

On a calculé un intervalle de confiance de 95 % au moyen de la variance interlaboratoire globale regroupée de

Tableau 19 Résumé des résistances à la compression sans étreinte latérale de tous les produits solidifiés

Déchet brut	Nombre de produits testés	Résistance à la compression sans étreinte latérale (kPa) Médiane	Plage
Solution synthétique du CTEU	12	3 900	260 à 16 600
Boue synthétique de la WES	13	1 370	70 à 17 580
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	990	130 à 17 880
Sédiment de dragage	15	910	90 à 17 630
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	4 310	120 à 14 780
Total	66	1 760	70 à 17 880

Résumé des statistiques	Degrés de liberté	Écart-type (%)	I.C.* de 95 % pour la médiane
Intralaboratoire**	441	32	-
Interlaboratoire***	59	65	650 à 4 780

* Intervalle de confiance.
** Une seule mesure de la résistance à la compression sans étreinte latérale.
*** Un groupe de trois mesures de la résistance à la compression sans étreinte latérale dans chaque laboratoire.

1 760 ± 171 % (c'est-à-dire ×/2,71)kPa. La plage de variation des résistances mesurées était bien plus large que la plage de variation décrite par l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 %, ce qui démontre que l'on a mesuré des différences réelles entre les produits solidifiés.

L'examen des tracés des résultats de chaque paire d'un laboratoire pour les données de résistance à la compression sans étreinte latérale moyenne logarithmique obtenues dans chaque laboratoire montre une relation indiscutable entre les valeurs mesurées dans les différents laboratoires, laquelle est confirmée par des coefficients de corrélation de l'ordre de 0,9 pour toutes les données. Une comparaison par un test T des différences moyennes entre les paires d'un laboratoire, en supposant une différence hypothétique nulle, montre qu'il n'y a pas de différence entre les résultats mesurés dans les différents laboratoires au niveau significatif de 1 %.

5.1.7 Résistance à l'altération par gel-dégel

Les résultats de cet essai permettent de diviser les échantillons en deux catégories : 1) ceux qui échouent aux essais avant la fin des 12 reprises du cycle de gel-dégel (l'échec étant défini comme une perte de poids relatif corrigée et cumulative

supérieure à 30 %) et 2) ceux qui résistent aux 12 reprises du cycle. On a trouvé que 56 % des produits solidifiés n'ont pas résisté aux 12 reprises du cycle de l'essai. Pour ceux-ci, les plages de variation du nombre de cycles à rupture des produits solidifiés de chaque type de déchet sont indiquées au tableau 20a. Le nombre de cycles à échec variait de 1 à plus de 12*, avec une valeur médiane de 7. Pour les produits solidifiés qui ont résisté aux 12 reprises du cycle, les plages de variation des pertes de poids relatives corrigées cumulatives à la fin des 12 reprises du cycle sont indiquées au tableau 20b pour les produits solidifiés de chaque type de déchet. Une perte de poids négative est causée par une perte de poids du spécimen témoin supérieure à la perte de poids du spécimen à l'essai. D'une manière globale, la perte de poids relative corrigée cumulative à la fin des 12 reprises du cycle variait de -0,17 à 8,1 % (p^{ds}/p^{ds} sec), avec une médiane de 0,97 %. Les plages de variation enregistrées pour le nombre de cycles à échec et la perte de poids après 12 reprises du cycle indiquent que les spécimens qui ont résisté aux 12 reprises du cycle l'ont fait avec une perte de poids minimale.

Les variances interlaboratoires globales regroupées ont été utilisées pour calculer les intervalles de confiance de 95 % pour le nombre médian de cycles à rupture (7 ± 4) et pour la valeur médiane de la perte de poids relative corrigée cumulative après 12 reprises du cycle ($0,97 \pm 4,4$ %). Pour le nombre de cycles à rupture, la plage de variation observée est supérieure à l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 % pour la valeur médiane du nombre de cycles à rupture, ce qui indique que les différences entre les produits solidifiés peuvent être, et ont été, mesurées. Pour la perte de poids après 12 reprises du cycle, la plage observée et l'intervalle de confiance de 95 % pour la valeur médiane sont très similaires, ce qui laisse croire qu'il n'existe pas de différence mesurable entre les produits les plus résistants, du moins jusqu'à 12 reprises du cycle.

La comparaison des variances intralaboratoire et interlaboratoire globales regroupées à l'aide d'un test F au niveau significatif de 1 % a montré que, pour le nombre de cycles à rupture, la variance interlaboratoire était supérieure. Par contre, pour la perte de poids mesurée après 12 reprises du cycle, il n'y avait pas de différence significative entre la variabilité au sein d'un laboratoire et celle entre les laboratoires.

Les tracés des résultats obtenus par paire d'un laboratoire pour le nombre de cycles à rupture sont quelque peu dispersés, les coefficients de corrélation entre les données variant de 0,5 à 0,6. Pour la perte de poids relative corrigée cumulative après 12 reprises du cycle, la corrélation entre les valeurs mesurées à la WES et à l'AEC est faible, le coefficient de corrélation étant de 0,04. Toutefois, entre le CTEU et la WES et entre l'AEC et la WES, la corrélation entre les données de perte de poids est satisfaisante, les coefficients de corrélation étant respectivement de 0,9 et 0,7, ce que l'on peut également constater sur les tracés des résultats par paire d'un laboratoire. Le test T à un niveau significatif de 1 % montre

---

* Pour certains produits solidifiés, certaines répétitions ont échoué avant la fin des 12 reprises du cycle, alors que d'autres répétitions ont résisté à plus de 12 reprises du cycle. Le cas échéant, le produit solidifié a été inclus avec ceux qui n'ont pas résisté aux 12 reprises du cycle. On a supposé que le nombre de cycles à rupture pour les répétitions qui ont résisté à 12 reprises du cycle était égal à 13 afin de calculer les moyennes.

Tableau 20 Résumé des résultats des essais de gel-dégel

a) Produits solidifiés qui n'ont pas résisté aux 12 reprises du cycle

Déchet brut	Nombre de produits testés	Nombre n'ayant pas résisté aux 12 reprises du cycle	Nombre de cycles à rupture	
			Médiane	Plage
Solution synthétique du CTEU	12	6	8	1 à 9,5
Boue synthétique de la WES	14	10	6,4	1 à 12,3
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	9	6,5	1,5 à 11,8
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	4	4,4	1,5 à 12,8
Total	52	29	7	1 à 12,8

Résumé des statistiques	Écart-type	I.C. de 95 % pour la médiane
Intralaboratoire	1,6	-
Interlaboratoire	2,0	3 à 11

Remarque : I.C. = intervalle de confiance.

b) Produits solidifiés ayant résisté aux 12 reprises du cycle

Déchet brut	Nombre ayant résisté aux 12 reprises du cycle	Perte de poids après 12 reprises du cycle (%, p^{ds}/p^{ds} sec)	
		Médiane	Plage
Solution synthétique du CTEU	6	0,01	-0,035 à 4,6
Boue synthétique de la WES	4	4,4	0,61 à 8,1
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	4	4,0	0,97 à 7,0
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	9	0,92	-0,17 à 5,5
Total	23	0,97	-0,17 à 8,1

Résumé des statistiques	Écart-type	I.C. de 95 % pour la médiane
Intralaboratoire	2,6	-
Interlaboratoire	2,2	-3,4 à 5,3

Remarques : Une perte de poids négative indique une perte de poids du spécimen témoin supérieure à celle du spécimen à l'essai.
I.C. = intervalle de confiance.

qu'il n'y a pas d'erreur significative dans aucun des laboratoires pour le nombre de cycles à rupture ou la perte de poids après 12 reprises du cycle.

5.1.8 Résistance à l'altération par mouillage-séchage

Comme dans le cas des résultats de l'essai de résistance à l'altération par gel-dégel, les résultats de l'essai de résistance à l'altération par mouillage-séchage permettent de diviser les échantillons en deux catégories : 1) ceux qui ont échoué avant la fin des 12 reprises du cycle de mouillage-séchage (l'échec étant défini comme une perte de poids relative corrigée cumulative de plus de 30 %) et 2) ceux qui ont résisté aux 12 reprises du cycle. On a trouvé que 27 % des produits solidifiés n'ont pas résisté aux 12 reprises du cycle de l'essai; les plages de variation du nombre de cycles à rupture pour les produits solidifiés de chaque type de déchet sont indiquées au tableau 21a. D'une manière générale, le nombre de cycles à rupture variait de plus de 1 à 12*, avec une médiane de 7.

Pour les produits solidifiés qui ont résisté aux 12 reprises du cycle de mouillage-séchage, les plages de variation de la perte de poids relative corrigée cumulative après 12 reprises du cycle sont indiquées au tableau 21b pour les produits solidifiés de chaque déchet brut; la valeur médiane de la perte de poids relative corrigée cumulative était de 0,95 % (p^{ds}/p^{ds} sec), la plage étant de -8,6 à 28 %.

Les variances interlaboratoires globales regroupées ont été utilisées pour calculer les intervalles de confiance de 95 % pour la valeur médiane du nombre de cycles à rupture de 7 ± 4 cycles et celle de la perte de poids relative corrigée cumulative après 12 reprises du cycle (0,95 ± 6 %, p^{ds}/p^{ds} sec). Pour le nombre de cycles à rupture et la perte de poids à 12 reprises du cycle, la plage de variation observée était supérieure à l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 % sur la valeur médiane, ce qui indique que l'on a mesuré des différences réelles entre les produits solidifiés. À cet égard, l'essai de mouillage-séchage diffère de celui de la résistance au gel-dégel, lequel n'avait pas permis de montrer une différence significative entre la perte de poids à 12 reprises du cycle des différents produits solidifiés.

On a comparé les variances interlaboratoire et intralaboratoire globales regroupées à l'aide d'un test F au niveau significatif de 1 %. Tant pour le nombre de cycles à rupture que pour la perte de poids après 12 reprises du cycle, on n'a pas trouvé de différence significative entre les variances au sein d'un même laboratoire et celles entre les laboratoires.

Les tracés des résultats de chaque paire d'un laboratoire pour le nombre de cycles à rupture et la perte de poids après 12 reprises du cycle montrent une certaine dispersion. Pour le nombre de cycles à rupture, le coefficient de corrélation entre le CTEU et l'AEC est de 0,9, mais la corrélation entre l'AEC et la WES est plus faible, avec un coefficient de 0,3. Il n'a pas été possible d'établir de corrélation entre les données du CTEU et celles de la WES, car ces deux laboratoires avaient trop peu de points de mesure en commun. Pour la perte de poids après 12 reprises du cycle, les coefficients de corrélation pour les trois paires de laboratoires variaient de 0,3 à 0,5. À nouveau, un test T au niveau de probabilité de 1 % a permis de montrer qu'il n'y avait pas d'erreur significative dans aucun des laboratoires pour le nombre de cycles à rupture ou pour la perte de poids cumulative après 12 reprises du cycle.

---

* Voir la note en bas de la page 40.

Tableau 21 Résumé des résultats des essais de mouillage-séchage

(a) Produits solidifiés qui n'ont pas résisté aux 12 reprises du cycle

Déchet brut	Nombre de produits testés	Nombre n'ayant pas résisté aux 12 reprises du cycle	Nombre de cycles à rupture	
			Médiane	Plage
Solution synthétique du CTEU	12	2	1	1
Boue synthétique de la WES	14	6	7	1 à 11
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	4	10,1	3,3 à 12,5
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	2	7,7	3 à 12,3
Total	52	14	7	1 à 12,5

Résumé des statistiques	Écart-type	I.C. de 95 % pour la médiane
Intralaboratoire	2,6	-
Interlaboratoire	2,1	3 à 11

Remarque : I.C. = intervalle de confiance.

(b) Produits solidifiés ayant résisté aux 12 reprises du cycle

Déchet brut	Nombre ayant résisté aux 12 reprises du cycle	Perte de poids après 12 reprises du cycle ($\%, p^{ds}/p^{ds}$ sec)	
		Médiane	Plage
Solution synthétique du CTEU	10	0,83	-8,6 à 28
Boue synthétique de la WES	8	1,67	0,68 à 6,5
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	9	0,16	-3,9 à 2,1
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	11	0,33	-0,83 à 1,7
Total	38	0,95	-8,6 à 28

Résumé des statistiques	Écart-type	I.C. de 95 % pour la médiane
Intralaboratoire	2,2	-
Interlaboratoire	3,0	-5,0 à 6,9

Remarques : Une perte de poids négative indique une perte de poids du spécimen témoin supérieure à celle du spécimen à l'essai.
I.C. = intervalle de confiance.

5.2 *Résultats de l'évaluation chimique*

De même que pour les essais physiques, les tableaux figurant dans les subdivisions ci-dessous résument les valeurs moyennes interlaboratoires des paramètres par les valeurs moyennes et les plages, et ce, pour tous les produits solidifiés. Pour chaque paramètre, l'écart-type intralaboratoire global regroupé, l'écart-type interlaboratoire global regroupé et l'intervalle de confiance de 95 % sur la médiane de la plage (basé sur l'écart-type interlaboratoire) sont également indiqués. Le nombre recommandé de répétitions pour chaque paramètre de chacun des essais est résumé à la section 7.

5.2.1 Extraction à l'équilibre

Pour les données analytiques, l'écart-type est d'ordinaire fonction de l'importance des concentrations; par conséquent, l'analyse statistique a été effectuée sur les transformations logarithmiques des données. On a calculé les concentrations moyennes géométriques dans le cas des produits solidifiés pour lesquels les concentrations étaient supérieures à la limite de détection pour toutes les répétitions de tous les laboratoires. Le tableau 22 résume ces résultats pour les contaminants dans les produits solidifiés de chaque type de déchet brut.

On a eu recours à un test F au niveau significatif de 1 % pour comparer la variance interlaboratoire globale regroupée avec la variance intralaboratoire globale regroupée pour les concentrations de chaque contaminant.

Les intervalles de confiance de 95 % sur la valeur médiane de chaque paramètre, calculés à l'aide des variances interlaboratoires globales regroupées, sont résumés au tableau 23 ainsi que les écarts-types intralaboratoires et interlaboratoires.

On trouvera dans les subdivisions qui suivent une discussion de la variabilité des concentrations de contaminants dans les extraits à l'équilibre pour les produits solidifiés de chacun des déchets bruts.

Solution synthétique du CTEU. Aucune analyse interlaboratoire n'a pu être effectuée en ce qui a trait aux résultats provenant des produits solidifiés de la boue synthétique du CTEU, car l'extraction à l'équilibre a été appliquée à chaque produit solidifié dans un seul laboratoire. Par conséquent, il n'a pas été possible de faire des comparaisons entre la variance interlaboratoire et la variance intralaboratoire, ni sur la plage de variation des valeurs observées.

Boue synthétique de la WES. Pour les extractions à l'équilibre des produits solidifiés de la boue synthétique de la WES, la variance interlaboratoire était supérieure de manière significative à la variance intralaboratoire pour le pH et les concentrations de cadmium, de chrome et de nickel. Pour le mercure, on n'a pas observé de différence significative entre les variances interlaboratoire et intralaboratoire.

La comparaison de la plage de variation des concentrations de contaminants observées dans les extraits et de l'intervalle de confiance de 95 % a démontré qu'il n'y avait pas de différence réelle entre les produits solidifiés en ce qui a trait au pH et au nickel. Dans le cas du chrome, certaines concentrations mesurées étaient supérieures à l'extrémité supérieure de l'intervalle de confiance de 95 % et, en ce qui concerne le mercure, certaines concentrations mesurées se situaient à l'extérieur de l'extrémité inférieure de l'intervalle de confiance de 95 % de la médiane, ce qui indique que, pour ces contaminants, certaines concentrations mesurées étaient, respectivement,

Tableau 22 Résumé des concentrations mesurées lors de l'extraction à l'équilibre de tous les produits solidifiés

Déchet brut	Paramètre	Nombre de produits testés	Nombre au-dessus de la limite de détection*	Concentration dans l'extrait (mg/L) Médiane	Plage		
Solution cyanidique du CTEU	pH	14	14	12,0	10,3	à	12,7
	Arsenic	14	14	0,25	0,010	à	1,2
	Cadmium	14	3	0,010	0,007	à	0,011
	Chrome	14	13	0,11	0,022	à	5,8
	Plomb	14	10	0,47	0,003	à	11,4
	Phénol	14	14	310	2,1	à	1 880
Boue cyanidique de la WEI	pH	14	14	12,1	11,7	à	12,8
	Cadmium	14	1	0,0014	-		
	Chrome	14	14	0,083	0,012	à	2,4
	Nickel	14	10	0,022	0,008	à	0,099
	Mercure	14	14	1,2	0,001	à	5,4
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	pH	13	13	11,2	8,6	à	12,5
	Arsenic	13	3	0,0018	0,0010	à	0,0028
	Chrome	13	13	0,28	0,021	à	1,18
	Plomb	13	3	0,018	0,015	à	0,033
	Thallium	13	0	-	-		
	Cyanure total	13	13	11,9	0,027	à	325
Sédiment de dragage	pH	15	15	11,9	7,0	à	12,9
	Chrome	15	14	0,048	0,011	à	0,35
	Cuivre	15	12	1,1	0,14	à	4,0
	Plomb	15	6	0,034	0,021	à	0,089
	Mercure	15	5	0,00034	0,00021	à	0,00090
	Zinc	15	9	0,059	0,028	à	0,45
	Biphényles polychlorés	15	0	-	-		
	Carbone organique total	15	15	251	93	à	365
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	pH	13	13	11,7	4,6	à	12,5
	Arsenic	13	5	0,0013	0,00089	à	0,0023
	Plomb	13	1	0,0068	-		
	Mercure	13	5	0,00018	0,00012	à	0,0019
	Pentachlorophénol	13	13	97	5,3	à	317
	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	13	0	-	-		
	Carbone organique total	13	13	442	94	à	824

Remarques : - = données non disponibles.

* «Nombre au-dessus de la limite de détection» se réfère au nombre de produits solidifiés pour lesquels la concentration du paramètre était supérieure à la limite de détection pour toutes les répétitions dans tous les laboratoires.

supérieures et inférieures à celles que l'on pourrait prévoir sur la seule base de l'erreur expérimentale. La concentration de cadmium était inférieure à la limite de détection dans la majorité des lixiviats.

Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium. La variance interlaboratoire était supérieure de manière significative à la variance intralaboratoire en ce qui touche le pH ainsi que les concentrations de chrome, de plomb et de cyanure total dans les extraits des produits solidifiés de la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium.

La comparaison de la plage de variation mesurée des concentrations de contaminants dans les extraits et de la plage de variation prédite par l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 % a montré qu'en ce qui concerne le pH, le chrome et le cyanure, certaines concentrations mesurées se situaient à l'extérieur de l'extrémité inférieure de l'intervalle de confiance de 95 %. La plupart des concentrations d'arsenic, de plomb et de thallium étaient inférieures à la limite de détection dans les extraits, probablement parce que les

Tableau 23 Résumé des statistiques pour les concentrations mesurées lors de l'extraction à l'équilibre*

Déchet brut	Paramètre	Écart-type		I.C. de 95 % pour la médiane		
		Intralaboratoire	Interlaboratoire			
Solution synthétique du CTEU	pH	0,49	-	-		
	Arsenic	35 %	-	-		
	Cadmium	19 %	-	-		
	Chrome	26 %	-	-		
	Plomb	517 %	-	-		
	Phénol	6 %	-	-		
Boue synthétique de la WES	pH	0,06	0,51	11,1	à	13,1
	Cadmium	145 %	713 %	**		
	Chrome	41 %	195 %	0,0086	à	0,80
	Nickel	51 %	280 %	0,0011	à	0,42
	Mercure	255 %	188 %	0,13	à	11,0
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	pH	0,48	0,75	9,7	à	12,7
	Arsenic	151 %	272 %	**		
	Chrome	35 %	188 %	0,030	à	2,57
	Plomb	74 %	751 %	**		
	Thallium	-	-	-		
	Cyanure total	35 %	713 %	0,15	à	974
Sédiment de dragage	pH	0,29	1,0	9,9	à	13,9
	Chrome	38 %	223 %	0,0041	à	0,56
	Cuivre	78 %	272 %	0,071	à	16,9
	Plomb	58 %	379 %	0,00094	à	1,2
	Mercure	317 %	307 %	0,00002	à	0,0074
	Zinc	55 %	163 %	0,0069	à	0,51
	Biphényles polychlorés	-	-	-		
	Carbone organique total	41 %	51 %	97	à	647
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	pH	0,29	0,67	10,4	à	13,0
	Arsenic	26 %	26 %	**		
	Plomb	91 %	-	-		
	Mercure	66 %	1 413 %	**		
	Pentachlorophénol	51 %	78 %	27	à	346
	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	29 %	-	-		
	Carbone organique total	7 %	23 %	283	à	691

Remarques : - = données non disponibles.
I.C. = intervalle de confiance.
* Pour une paire de mesures dans chaque laboratoire.
** Il n'a pas été possible de calculer des intervalles de confiance significatifs lorsque le nombre de degrés de liberté était inférieur à huit.

concentrations de ces contaminants étaient très faibles dans le déchet brut d'origine.

Sédiment de dragage. Pour le sédiment solidifié, les variances interlaboratoires relatives au pH et aux concentrations de chrome, de cuivre, de plomb et de zinc dans les extraits à l'équilibre étaient supérieures aux variances intralaboratoires. On n'a noté aucune différence significative entre les variances interlaboratoire et intralaboratoire de mercure ou de carbone organique total.

La plage de variation des concentrations enregistrée dans les extraits était moins large que l'intervalle de confiance de 95 % du chrome, du cuivre, du plomb, du mercure et du zinc, ce qui indique que, pour ces contaminants, aucune différence entre les produits solidifiés n'a été mesurée. Pour le pH et le carbone organique total, certaines concentrations mesurées étaient en deçà de la limite inférieure de l'intervalle de confiance de 95 %. La concentration des biphényles polychlorés se situait en dessous de la limite de détection analytique pour tous les extraits, probablement parce que celle-ci était très faible dans les déchets bruts.

Sol contaminé par une solution de préservation du bois. La variance interlaboratoire était supérieure de façon significative à la variance intralaboratoire relative au pH et aux concentrations de pentachlorophénol et de carbone organique total dans les extraits des produits solidifiés du sol contaminé par les substances de préservation du bois.

La comparaison de la plage de variation des concentrations de contaminants observées et de l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 % a indiqué que la plage de variation observée était plus large que l'intervalle de confiance pour le carbone organique total et que certaines valeurs de pH ainsi que certaines concentrations de pentachlorophénol se situaient à l'extérieur de l'extrémité inférieure de l'intervalle de confiance de 95 % sur la médiane. Les concentrations d'arsenic, de plomb, de mercure et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques étaient très largement inférieures à la limite de détection, probablement ici encore parce que les concentrations de ces contaminants étaient très faibles même dans les déchets bruts.

Résumé. D'une manière générale, les plages de variation des concentrations mesurées lors de l'extraction à l'équilibre étaient proches des plages de variation définies par les intervalles de confiance de 95 %. L'impossibilité de dégager des différences marquées entre les produits solidifiés par cette méthode est une conséquence de deux facteurs : 1) la similarité des méthodes d'immobilisation dans les différents produits solidifiés et 2) une reproductibilité analytique peu satisfaisante dans cette gamme de faibles concentrations.

Bien que les tracés des résultats par paire d'un laboratoire pour les concentrations mesurées lors de l'extraction à l'équilibre montrent des données au-dessus et en dessous de la limite de détection pour tous les déchets sur un tracé pour chaque contaminant, on a calculé les coefficients de corrélation séparément pour les produits solidifiés de chaque déchet, en se servant uniquement des mesures supérieures à la limite de détection. D'une manière générale, les coefficients de corrélation variaient de 0,05 à 0,98; d'ailleurs, plusieurs tracés révélaient une dispersion importante.

La comparaison par test T des concentrations de contaminants de chaque paire d'un laboratoire a montré une différence significative au plan statistique entre les concentrations de chrome mesurées au CTEU et celles mesurées par l'AEC dans les extraits provenant des échantillons de boue synthétique de la WES, et ce, au niveau significatif de 1 %. Toutefois, il ne semble pas qu'il y ait eu d'erreur dans les mesures pour aucun des contaminants testés par les trois laboratoires.

5.2.2 Essai de lixiviation TCLP de l'EPA

Comme dans le cas des données pour l'extraction à l'équilibre, l'analyse statistique a été effectuée sur les transformations logarithmiques des données. Les concentrations moyennes géométriques ont été calculées dans le cas des produits solidifiés pour lesquels les concentrations se situaient au-dessus de la limite de détection pour l'ensemble des répétitions dans tous les laboratoires. Le tableau 24 résume les résultats relatifs aux contaminants dans les produits solidifiés de chaque type de déchet brut.

On a eu recours à un test F pour comparer la variance interlaboratoire globale regroupée et la variance intralaboratoire globale regroupée des concentrations de chaque contaminant.

Tableau 24 Résumé des concentrations mesurées au moyen de l'essai de lixiviation TCLP pour tous les produits solidifiés

Déchet brut	Paramètre	Nombre de produits testés	Nombre au-dessus de la limite de détection*	Concentration dans l'extrait (mg/L) Médiane	Plage		
Solution synthétique du CTEU	pH	14	14	9,9	5,6	à	12,7
	Arsenic	14	14	0,17	0,0087	à	36,4
	Cadmium	14	8	0,099	0,003	à	31,5
	Chrome	14	9	0,12	0,030	à	1,34
	Plomb	14	7	0,046	0,0032	à	4,3
	Phénol	14	14	43,9	0,073	à	144
Boue synthétique de la WES	pH	14	14	10,1	7,8	à	12,5
	Cadmium	14	2	-	0,067	à	0,091
	Chrome	14	14	0,052	0,012	à	5,9
	Nickel	14	1	0,34	-		
	Mercure	14	11	0,51	0,001	à	3,1
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	pH	13	13	8,7	5,2	à	10,7
	Arsenic	13	1	0,0017	-		
	Chrome	13	2	-	1,4	à	4,5
	Plomb	13	0	-	-		
	Thallium	13	0	-	-		
	Cyanure total	13	13	7,0	1,8	à	29
Sédiment de dragage	pH	15	15	7,8	4,5	à	11,6
	Chrome	15	4	0,020	0,0078	à	0,30
	Cuivre	15	12	0,31	0,079	à	0,79
	Plomb	15	0	-	-		
	Mercure	15	5	0,0065	0,00028	à	0,013
	Zinc	15	12	0,16	0,085	à	19,7
	Biphényles polychlorés	15	0	-	-		
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	pH	13	13	8,1	4,7	à	10,2
	Arsenic	13	2	-	0,0032	à	0,031
	Plomb	13	1	0,011	-		
	Mercure	13	0	-	-		
	Pentachlorophénol	13	13	28	3,0	à	162
	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	13	0	-	-		

Remarques : - = données non disponibles.
* «Nombre au-dessus de la limite de détection» se réfère au nombre de produits solidifiés pour lesquels la concentration du paramètre était supérieure à la limite de détection pour toutes les répétitions dans tous les laboratoires.

On a utilisé la variance interlaboratoire globale regroupée pour calculer les intervalles de confiance de 95 % de la valeur médiane de chaque paramètre présenté au tableau 25 ainsi que les écarts-types intralaboratoires et interlaboratoires.

On trouvera dans les subdivisions qui suivent une discussion de la variabilité des concentrations de contaminants dans les lixiviats de l'essai de lixiviation TCLP pour les produits solidifiés de chacun des déchets bruts.

Solution synthétique du CTEU. Aucune analyse interlaboratoire n'a pu être effectuée pour les résultats des produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU, car l'essai de lixiviation TCLP n'a été réalisé, pour chaque produit solidifié, que dans un seul laboratoire. Par conséquent, il n'a pas été possible de comparer les variances interlaboratoire et intralaboratoire ni la plage de variation des valeurs observées.

Boue synthétique de la WES. Pour les résultats de l'essai de lixiviation TCLP de la boue synthétique solidifiée de la WES, la variance interlaboratoire était supérieure de manière significative à la variance intralaboratoire du pH, du chrome et du mercure.

Tableau 25 Résumé des statistiques pour les concentrations mesurées lors de l'essai de lixiviation TCLP

Déchet brut	Paramètre	Écart-type		I.C. de 95 % pour la médiane		
		Intralaboratoire	Interlaboratoire			
Solution synthétique du CTEU	pH	0,46	-	-		
	Arsenic	298 %	-	-		
	Cadmium	81 %	-	-		
	Chrome	13 %	-	-		
	Plomb	57 %	-	-		
	Phénol	13 %	-	-		
Boue synthétique de la WES	pH	0,02	1,0	7,9	à	12,3
	Cadmium	122 %	64 %	*		
	Chrome	42 %	153 %	0,0067	à	0,40
	Nickel	84 %	132 %	*		
	Mercure	41 %	224 %	0,034	à	7,6
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	pH	0,09	0,77	5,8	à	13,1
	Arsenic	34 %	568 %	*		
	Chrome	52 %	409 %	*		
	Plomb	12 %	-	-		
	Thallium	-	-	-		
	Cyanure total	18 %	43 %	3,2	à	15,4
Sédiment de dragage	pH	0,2	1,2	6,3	à	11,1
	Chrome	137 %	321 %	*		
	Cuivre	43 %	95 %	0,076	à	1,3
	Plomb	1 044 %	- %	-		
	Mercure	144 %	1 119 %	0,00034	à	0,12
	Zinc	76 %	306 %	0,0085	à	3,0
	Biphényles polychlorés	-	-	-		
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	pH	0,29	0,95	6,2	à	10,0
	Arsenic	10 %	114 %	*		
	Plomb	11 %	558 %	*		
	Mercure	98 %	-	-		
	Pentachlorophénol	72 %	78 %	7,8	à	100,8
	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	-	-	-		

Remarques : - = données non disponibles.
I.C.= intervalle de confiance.
* Il n'a pas été possible de calculer des intervalles de confiance significatifs lorsque le degré de liberté était inférieur à huit.

La comparaison de la plage de variation des concentrations de contaminants observées dans les extraits et de l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 % a indiqué que la plage de variation observée était supérieure à l'intervalle de confiance dans le cas du pH. Pour le chrome, certaines concentrations mesurées excédaient l'extrémité supérieure de l'intervalle de confiance de 95 %; dans le cas du mercure, certaines concentrations mesurées se situaient à l'extérieur de l'extrémité inférieure de l'intervalle de confiance de 95 % de la médiane; ainsi, pour ces contaminants, certaines concentrations mesurées se sont avérées respectivement supérieures et inférieures à celles que l'on aurait pu prévoir en tenant uniquement compte de l'erreur expérimentale. Les concentrations de cadmium et de nickel étaient inférieures à la limite de détection dans la majorité des lixiviats.

Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium. La variance interlaboratoire était supérieure de manière significative à la variance intralaboratoire du pH et des concentrations d'arsenic, de chrome et de cyanure total dans les extraits produits par l'essai de lixiviation TCLP sur des produits solidifiés de la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium.

La comparaison de la plage de variation des concentrations de contaminants mesurée dans les extraits et de la plage de variation prédite selon l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 % a montré que la plage de variation observée des concentrations de cyanure excédait les limites de l'intervalle de confiance. Certaines valeurs de pH se situaient à l'extérieur de l'extrémité inférieure de l'intervalle de confiance de 95 %. La plupart des concentrations d'arsenic, de chrome, de plomb et de thallium étaient inférieures à la limite de détection. Dans le cas de l'arsenic, du plomb et du thallium, on peut expliquer cette observation par la très faible concentration de ces contaminants dans le déchet solidifié d'origine.

Sédiment de dragage. Pour le sédiment solidifié, les variances interlaboratoires du pH et des concentrations de chrome, de cuivre, de mercure et de zinc dans les extraits de l'essai de lixiviation TCLP étaient supérieures aux variances intralaboratoires.

La plage de variation observée des concentrations dans les extraits était plus large que l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 % du pH, ce qui indique qu'il a été possible de mesurer une différence entre les produits solidifiés. Dans le cas du mercure, certaines concentrations mesurées étaient en deçà de la limite inférieure de l'intervalle de confiance de 95 %. Par contre, pour le zinc, certaines concentrations mesurées excédaient la limite supérieure de l'intervalle de confiance de 95 %. Les concentrations de chrome, de plomb et de biphényles polychlorés étaient inférieures à la limite de détection analytique dans tous les extraits.

Sol contaminé par une solution de préservation du bois. La variance interlaboratoire était supérieure de manière significative à la variance intralaboratoire pour le pH et les concentrations d'arsenic et de plomb dans les extraits obtenus par l'essai de lixiviation TCLP des produits solidifiés du sol contaminé par les substances de préservation du bois. On n'a noté aucune différence significative entre les variances interlaboratoire et intralaboratoire dans le cas des concentrations de pentachlorophénol.

La comparaison de la plage de variation des concentrations de contaminants observées et de l'intervalle de confiance de 95 % a montré que la plage de variation observée était plus large que l'intervalle de confiance dans le cas du pH et du pentachlorophénol. Les concentrations d'arsenic, de plomb, de mercure et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques étaient largement inférieures au seuil de détection.

Résumé

D'une manière générale, pour l'essai de lixiviation TCLP, les plages de variation des paramètres observés étaient légèrement plus larges que dans le cas de l'extraction à l'équilibre, en raison de la plage de variation plus étendue des pH des lixiviats, et ce, du fait des capacités différentes des produits solidifiés en matière de neutralisation d'acide. Les différences entre les produits solidifiés étaient néanmoins souvent insuffisantes pour l'emporter sur la reproductibilité analytique relativement faible, caractéristique des gammes de concentrations basses. Dans plusieurs cas, des métaux qui étaient détectables dans les extraits à l'équilibre n'ont pas été détectés dans les extraits produits par l'essai de lixiviation TCLP. Les métaux étant amphotères, l'addition de l'acide de l'essai de lixiviation TCLP peut en fait avoir diminué la solubilité des composés métalliques en ne diminuant que faiblement les pH inférieurs des extraits.

Les tracés des résultats obtenus pour chaque paire d'un laboratoire pour les

concentrations mesurées dans l'essai de lixiviation TCLP montrent également des mesures inférieures au seuil de détection; toutefois, ces mesures n'ont pas été incluses dans les calculs des coefficients de corrélation. Les coefficients de corrélation variaient de 0,16 à 0,99.

Une comparaison à l'aide du test T par paire des niveaux de contaminants mesurés pour chaque paire d'un laboratoire a indiqué que, au niveau significatif de 1 %, il existait une différence statistiquement significative dans les niveaux de cyanure mesurés à l'AEC et ceux mesurés à la WES dans les lixiviats des produits solidifiés de la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium. Il s'agit de la seule erreur apparente mise en évidence pour l'ensemble des contaminants.

5.2.3 Capacité de neutralisation de l'acide

Les résultats de la détermination de la capacité de neutralisation de l'acide de chacun des produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU et de la boue synthétique de la WES sont résumés au tableau 26 ainsi que les résultats de l'analyse statistique. Un protocole de 11 additions d'acide a dû être choisi dans le cadre de la méthode d'essai, sur la base d'un essai préliminaire, en partant de trois protocoles possibles d'addition d'acide. avec des additions finales d'acide de 4, 8 et 12 méq d'acide nitrique par gramme de déchet sec respectivement. Le protocole 1 a été appliqué à deux produits solidifiés, le protocole 2 a été appliqué à 10 produits solidifiés et le protocole 3 à 21 produits solidifiés. Pour cinq des 14 produits solidifiés de la boue synthétique de la WES, les résultats des essais préliminaires ont permis de choisir différents protocoles d'addition d'acide dans les deux laboratoires. L'analyse statistique n'a été entreprise que sur les résultats provenant des produits solidifiés pour lesquels le protocole d'addition d'acide était le même. Le tableau 26 indique la valeur médiane du pH et les plages de variation du pH de quatre des additions d'acide : 1) 0 méq/g, laquelle était commune aux trois protocoles; 2) 2,4 méq/g, laquelle était aussi commune aux trois protocoles; 3) 7,2 méq/g, pour les protocoles 2 et 3 seulement et enfin 4) 12 méq/g, pour le protocole 3 seulement. Lorsque aucun acide n'était ajouté, les pH mesurés variaient de 10,7 à 13,2, la médiane étant de 12,2; pour une addition d'acide de 2,4 méq/g, les pH variaient de 5,5 à 12,7, avec une médiane de 10,9; pour l'addition de 7,2 méq/g, les pH allaient de 0,8 à 11,3, avec une médiane de 7,2 et enfin, pour l'addition de 12 méq/g, les pH variaient de 1,1 à 8,8, avec une médiane de 4,2.

On a utilisé un test F pour comparer la variance interlaboratoire globale regroupée et la variance intralaboratoire globale regroupée. La variance interlaboratoire était supérieure à la variance intralaboratoire au niveau significatif de 1 %.

Les intervalles de confiance de 95 % des valeurs médianes de pH pour chacune des quatre additions d'acide, calculés à partir de la variance interlaboratoire globale regroupée, étaient de 12,2, 10,9, 7,2 et 4,2 ± 2,4. La plage de variation des pH observée pour les différents produits solidifiés peut être comparée à l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 % pour chacune des quatre additions d'acide. On peut remarquer que, pour 0 méq/g, l'intervalle de variation des pH décrit par l'intervalle de confiance de 95 % sur la valeur médiane du pH excède la plage de variation observée pour les différents produits solidifiés. Pour 7,2 méq/g et 12 méq/g, on peut voir que la plage de variation observée est supérieure à l'intervalle de confiance de 95 %. Par conséquent, on a pu mesurer une différence entre les produits solidifiés seulement dans

Tableau 26 Résumé des résultats de la détermination de la capacité de neutralisation de l'acide

Déchet brut	Nombre de produits testés — Protocole 1	2	3	Total*	Quantité d'acide nitrique ajoutée (méq/g de déchet sec) — 0 pH Médiane	Plage	2,4 pH Médiane	Plage	7,2 pH Médiane	Plage	12 pH Médiane	Plage
Solution synthétique du CTEU	2	4	8	14	12,3	10,7 à 12,9	10,8	5,5 à 12,1	7,2	2,6 à 10,8	5,1	1,1 à 8,8
Solution synthétique de la WES	0	6	13	141	12,2	11,7 à 13,2	11,0	6,6 à 12,7	7,2	0,8 à 11,3	3,3	2,5 à 8,1
Total	2	10	21	28	12,2	10,7 à 13,2	10,9	5,5 à 12,7	7,2	0,8 à 11,3	4,2	1,1 à 8,8

Écart-type — Intralaboratoire**	Interlaboratoire***	I.C. de 95 % pour la médiane	I.C. de 95 % pour la médiane	I.C. de 95 % pour la médiane	I.C. de 95 % pour la médiane
0,77	1,18	9,8 à 14,6	8,5 à 13,3	4,8 à 9,6	1,8 à 6,6

Remarques : I.C. = intervalle de confiance.
* Le total n'est pas nécessairement la somme du nombre de produits testés par les protocoles 1, 2 et 3, car certains produits solidifiés ont été testés au moyen de protocoles d'addition d'acide variés dans différents laboratoires.
** Pour une seule mesure de pH.
*** Pour un groupe de deux mesures de pH dans chaque laboratoire.

le cas des doses d'acide les plus fortes. Cela semble logique si l'on considère que les produits solidifiés à base de ciment ont des pH similaires en l'absence d'addition d'acide, mais peuvent avoir des pH différents après addition d'acide, selon leurs capacités de neutralisation de l'acide (c'est-à-dire la quantité de chaux en excès).

Les tracés des résultats obtenus par chaque paire d'un laboratoire pour les valeurs moyennes de pH mesurées pour chaque produit solidifié dans chaque laboratoire montrent que les points de mesure coïncident approximativement avec une droite ayant pour équation $x = y$. Les coefficients de corrélation pour ces points de mesure sont de l'ordre de 0,8 ou plus, ce qui montre qu'il y a peu de dispersion par rapport à la droite. Une comparaison, au moyen du test T, de la différence moyenne entre les paires d'un laboratoire, en prenant une différence hypothétique nulle, montre qu'il n'existe pas de différence significative entre les pH moyens mesurés au CTEU et ceux mesurés à la WES, ni entre les valeurs enregistrées à l'AEC ainsi que celles de la WES, et ce, au niveau de 1 %. Cependant, les pH mesurés à l'AEC sont supérieurs de manière significative à ceux enregistrés au CTEU par une valeur moyenne de 0,8.

5.2.4 Extraction chimique séquentielle

On a calculé le pourcentage de chaque contaminant extrait dans chacune des cinq fractions obtenues par extraction chimique séquentielle en divisant la quantité de contaminant extrait dans chaque fraction (en milligrammes par gramme de déchet sec) par la concentration totale de contaminant calculée dans le produit solidifié. On a utilisé cette concentration totale calculée de contaminant, plutôt que le total mesuré ou cumulatif, afin de disposer d'une base commune pour comparer les résultats des différents laboratoires et de faire en sorte que le pourcentage dans chaque fraction soit indépendant des quantités extraites dans les autres fractions. Par conséquent, le

pourcentage total extrait peut être supérieur ou inférieur à 100 %.

Comme précédemment, on a procédé à une analyse statistique sur les transformations logarithmiques des données. On a calculé les pourcentages des moyennes géométriques pour les fractions dont les concentrations se situaient au-dessus de la limite de détection pour toutes les répétitions. Le tableau 27 résume ces résultats pour les contaminants présents dans les produits solidifiés de chaque type de déchet brut. La valeur médiane et celle de la plage de variation de chaque fraction sont indiquées ainsi que la médiane et la plage de variation du pourcentage total extrait.

Si l'on soustrait 100 % du pourcentage total extrait, on obtient la différence en pourcentage entre la concentration totale calculée dans l'échantillon et la concentration totale mesurée par extraction chimique séquentielle. En fonction de la valeur médiane des pourcentages totaux extraits, il appert que l'extraction chimique séquentielle a conduit à une surestimation, le plus souvent, de la quantité de contaminants dans l'échantillon de 2 à 86 % par rapport à la concentration de contaminant calculée, à l'exception de l'arsenic dans les produits solidifiés de la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium, dont la concentration a été en général sous-estimée.

On a eu recours à un test F pour comparer la variance interlaboratoire globale regroupée et la variance intralaboratoire globale regroupée pour les concentrations de chaque contaminant. Compte tenu du fait qu'il n'a pas été possible de calculer de variance interlaboratoire pour les résultats des produits solidifiés de la boue synthétique de la WES, aucune comparaison par test F n'a pu être faite pour ces derniers. La variance interlaboratoire était supérieure de manière significative à la variance intralaboratoire au niveau de 1 %, et ce, pour la plupart des contaminants dans la majorité des fractions de l'essai.

La variance interlaboratoire, calculée pour le CTEU et l'AEC seulement, puisque cet essai n'a pas été effectué par la WES, a été utilisée pour le calcul d'un intervalle de confiance de 95 % pour la valeur médiane de chaque contaminant exprimé en %, comme l'indique le tableau 28, ainsi que pour les écarts-types intralaboratoire et interlaboratoire. On a calculé les intervalles de confiance uniquement pour les contaminants présents dans les produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU, car tous les produits solidifiés de la boue synthétique de la WES n'ont été soumis à cet essai que dans un laboratoire et que le nombre de degrés de liberté était insuffisant pour permettre de calculer des intervalles de confiance significatifs pour les contaminants de la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium et ceux des sédiments de dragage. Dans le cas des produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU, la comparaison de la plage de variation des contaminants exprimés en % dans chaque fraction et des intervalles de confiance interlaboratoires de 95 % a indiqué que, dans la plupart des cas, l'intervalle de confiance était plus large que la plage de variation des valeurs observées. Par conséquent, on n'a observé aucune différence statistiquement significative entre les produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU.

Les tracés des résultats par paire d'un laboratoire n'ont pas été effectués pour ces données. Les coefficients des corrélations variaient de 0,03 à 0,98.

La comparaison des mesures dans les deux laboratoires au moyen d'un test T par paire a indiqué qu'il existait une différence moyenne statistiquement significative au

Tableau 27 Résumé des contaminants, exprimés en %, calculés à partir des fractions obtenues par extraction chimique séquentielle

Déchet brut	Paramètre	Fraction	Nombre de produits testés	Nombre au-dessus du seuil de détection*	Pourcentage dans la fraction Médiane	Plage
Solution synthétique du CTEU	Arsenic	A	14	14	0,25	0,11 à 2,0
		B	14	14	41	1,5 à 87
		C	14	14	50	5,1 à 198
		D	14	14	2,7	0,14 à 24
		E	10	10	1,9	0,78 à 11
		Total	10		134	102 à 177
	Cadmium	A	14	7	0,19	0,062 à 0,89
		B	14	14	86	1,4 à 123
		C	14	14	11	3,4 à 133
		D	14	13	1,1	0,19 à 36
		E	14	13	0,12	0,056 à 1,6
		Total	14		108	62 à 142
	Chrome	A	14	0	-	-
		B	14	14	65	1,6 à 130
		C	14	13	32	7,3 à 191
		D	14	14	5,9	0,23 à 31
		E	14	14	7,5	1,7 à 345
		Total	14		156	103 à 435
	Plomb	A	14	0	-	-
		B	14	12	57	20 à 88
		C	14	14	41	7,7 à 105
		D	14	12	2,5	0,15 à 27
		E	14	14	1,1	0,47 à 24
		Total	14		102	57 à 135
Boue synthétique de la WES	Cadmium	A	14	5	0,11	0,06 à 0,32
		B	14	14	5,6	0,01 à 145
		C	14	14	82	7,0 à 226
		D	14	14	1,7	0,12 à 95
		E	14	12	0,13	0,01 à 0,63
		Total	14		132	91 à 229
	Chrome	A	14	11	0,099	0,055 à 0,71
		B	14	14	9,9	0,079 à 136
		C	14	14	107	26 à 220
		D	14	14	2,7	0,26 à 16
		E	14	14	0,49	0,02 à 3,7
		Total	14		138	89 à 223
	Nickel	A	14	7	0,089	0,01 à 0,16
		B	14	11	2,2	0,01 à 96
		C	14	14	123	39 à 243
		D	14	14	2,4	0,17 à 10
		E	14	14	0,28	0,014 à 2,5
		Total	14		129	82 à 246
	Mercure	A	14	13	0,57	0,05 à 12
		B	14	13	6,0	0,048 à 102
		C	7	6	17,8	0,91 à 34
		D	14	13	26	11 à 380
		E	14	13	3,3	0,47 à 42
		Total	7		118	44 à 218
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Arsenic	A	11	5	0,82	0,76 à 5,9
		B	11	11	5,5	1,0 à 132
		C	11	11	28	0,96 à 485
		D	10	6	17	2,3 à 39
		E	3	3	20	1,2 à 45
		Total	3		58	41 à 92
	Chrome	A	12	3	0,51	0,37 à 2,0
		B	12	12	41	1,4 à 67
		C	12	12	33	6,1 à 87
		D	12	10	6,6	1,4 à 38
		E	12	11	8,2	0,76 à 155
		Total	12		105	71 à 230
	Plomb	A	12	0	-	-
		B	12	6	47	0,83 à 165
		C	12	4	19	3,4 à 303
		D	12	3	2,0	1,7 à 4,0
		E	12	9	36	6,4 à 452
		Total	12		186	10 à 816
	Thallium	A	12	0	-	-
		B	12	0	-	-
		C	12	0	-	-
		D	12	0	-	-
		E	12	0	-	-
		Total	12		0	0
Sédiment de dragage	Chrome	A	15	2	-	0,8 à 1,2
		B	15	12	31	1,8 à 106
		C	15	11	53	20 à 187
		D	15	15	17	4,9 à 104
		E	13	13	44	6,7 à 453
		Total	13		151	82 à 469
	Cuivre	A	15	4	8,1	6,1 à 11
		B	15	12	41	6,7 à 157
		C	15	14	41	9,5 à 131
		D	15	13	45	29 à 183
		E	14	13	41	8,3 à 83
		Total	14		171	56 à 455
	Plomb	A	15	0	-	-
		B	15	7	79	31 à 153
		C	15	13	77	9,9 à 130
		D	15	8	11	3,5 à 19
		E	14	13	37	9,7 à 140
		Total	14		148	79 à 250
	Zinc	A	15	2	-	0,51 à 0,74
		B	15	15	55	4,3 à 107
		C	15	14	23	4,5 à 87
		D	15	15	7,1	3,6 à 12
		E	14	14	19	13 à 38
		Total	14		113	85 à 164

Remarque : - = données non disponibles.

Tableau 28 Résumé des statistiques pour les pourcentages de contaminants calculés à partir des fractions obtenues par extraction chimique séquentielle

Déchet brut	Paramètre	Fraction	Écart-type exprimé en %				
			Intralaboratoire	Interlaboratoire	I.C. de 95 % pour la médiane		
Solution synthétique du CTEU	Arsenic	A	202	96	0,057	à	1,1
		B	44	223	3,1	à	541
		C	72	158	6,2	à	405
		D	92	298	0,13	à	57
		E	56	-	-		
	Cadmium	A	77	283	*		
		B	283	345	3,2	à	2322
		C	30	85	2,8	à	43
		D	74	180	0,11	à	11
		E	86	393	0,004	à	4,0
	Chrome	A	22	-	-		
		B	33	173	7,1	à	591
		C	63	115	5,9	à	173
		D	52	187	0,58	à	60
		E	30	469	0,16	à	345
	Plomb	A	55	-	-		
		B	33	129	9,2	à	353
		C	33	57	15	à	111
		D	158	216	0,20	à	32
		E	79	337	0,043	à	28
Boue synthétique de la WES	Cadmium	A	11	-	-		
		B	434	-	-		
		C	40	-	-		
		D	33	-	-		
		E	58	-	-		
	Chrome	A	60	-	-		
		B	83	-	-		
		C	36	-	-		
		D	81	-	-		
		E	100	-	-		
	Nickel	A	6	-	-		
		B	65	-	-		
		C	79	-	-		
		D	44	-	-		
		E	68	-	-		
	Mercure	A	166	-	-		
		B	329	-	-		
		C	60	-	-		
		D	59	-	-		
		E	55	-	-		
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Arsenic	A	38	-	-		
		B	33	615	*		
		C	47	59	*		
		D	52	-	-		
		E	144	-	-		
	Chrome	A	83	-	-		
		B	12	224	*		
		C	9	106	*		
		D	49	129	*		
		E	107	107	*		
	Plomb	A	-	-	-		
		B	151	1 280	*		
		C	13	-	-		
		D	55	-	-		
		E	72	832	*		
	Thallium	A	-	-	-		
		B	-	-	-		
		C	-	-	-		
		D	-	-	-		
		E	-	-	-		
Sédiment de dragage	Chrome	A	20	-	-		
		B	24	144	*		
		C	48	115	*		
		D	68	89	*		
		E	90	209	*		
	Cuivre	A	82	-	-		
		B	43	107	*		
		C	56	78	*		
		D	33	29	*		
		E	27	67	*		
	Plomb	A	-	-	-		
		B	78	81	*		
		C	19	68	*		
		D	61	246	*		
		E	18	246	*		
	Zinc	A	107	-	-		
		B	106	180	*		
		C	17	151	*		
		D	21	14	*		
		E	24	30	*		

Remarques : - = données non disponibles.
I.C. = intervalle de confiance.
* Il n'a pas été possible de calculer des intervalles de confiance significatifs lorsque le nombre de degrés de liberté était inférieur à huit.

niveau de 1 % pour l'arsenic dans la fraction B, le cadmium dans la fraction E, le chrome dans les fractions B et E ainsi que le plomb dans les fractions B et E des produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU; le chrome dans la fraction D et le plomb dans la fraction E pour les produits solidifiés de la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium et enfin le zinc dans la fraction D des produits solidifiés du sédiment de dragage.

5.2.5 Essai de lixiviation dynamique

Les produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU, de la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium et du sol contaminé par une solution de préservation du bois ont subi l'essai de lixiviation dynamique.

Le tableau 29 indique, pour chacun des contaminants dans chaque déchet, les plages des indices de lixiviabilité moyens déterminés par l'essai de lixiviation dynamique. Lorsque les données d'un seul des laboratoires étaient inférieures à la limite de détection (ce qui peut s'être produit si la limite de détection de ce laboratoire était plus élevée que celle des autres), les données inférieures à la limite n'ont pas été prises en considération. On trouvera dans les subdivisions ci-dessous l'analyse statistique des indices de lixiviabilité mesurés. On y analyse également les résultats de l'essai de lixiviation dynamique afin de déterminer la validité des hypothèses propres au modèle sur lequel est fondé l'essai.

Analyse de reproductibilité. On a calculé la variance intralaboratoire globale regroupée à l'aide des indices de lixiviabilité individuels de chaque intervalle de lixiviation, compte tenu du fait que les deux laboratoires n'ont pas fait de répétitions pour l'ensemble de l'essai (comprenant chacun de sept à neuf intervalles de lixiviation, selon le protocole choisi). On a calculé la variance interlaboratoire globale regroupée à l'aide des moyennes des données provenant du CTEU et de l'AEC seulement, car la WES n'a pas procédé à l'essai de lixiviation dynamique.

On a utilisé un test F au niveau significatif de 1 % pour comparer la variance interlaboratoire et la variance intralaboratoire globale regroupée pour les indices de lixiviabilité de chaque contaminant. Les intervalles de confiance de 95 % calculés pour les indices de lixiviabilité médians sont indiqués au tableau 30, de même que les écarts-types intralaboratoires et interlaboratoires. Il n'a pas été possible de calculer d'intervalles de confiance significatifs dans le cas de certains contaminants, car le nombre de mesures communes aux deux laboratoires était insuffisant.

Solution synthétique du CTEU Pour les produits solidifiés de la solution synthétique, la variance interlaboratoire des indices de lixiviabilité était supérieure à la variance intralaboratoire dans le cas du chrome et du phénol. Pour le cadmium et le plomb, il n'y avait pas de différence statistiquement significative entre les deux variances.

La comparaison de la plage de variation des indices de lixiviabilité observés et de l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 % de la médiane n'a été possible que dans le cas de l'arsenic et du phénol. Pour ces contaminants, la plage des indices de lixiviabilité observée était supérieure à la plage couverte par l'intervalle de confiance, ce qui indique l'existence de différences réelles dans les indices de lixiviabilité des différents produits solidifiés.

Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium La variance interlaboratoire était supérieure à la variance intralaboratoire dans le cas des indices de lixiviabilité mesurés pour le cyanure. Dans le cas du

Tableau 29 Résumé des indices de lixiviabilité de tous les produits solidifiés

Déchet brut	Contaminant	Nombre de produits testés	Nombre de XL calculés	XL médian	Plage des XL dans les différents produits solidifiés
Solution synthétique du CTEU	Arsenic	11	11	11,3	9,2 à 14,7
	Cadmium	11	3	13,8	11,7 à 16,0
	Chrome	11	8	12,2	10,3 à 13,3
	Plomb	11	9	12,7	9,1 à 14,5
	Phénol	11	11	7,7	6,4 à 11,8
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Arsenic	11	0	-	-
	Chrome	11	11	11,6	9,6 à 13,0
	Plomb	11	9	9,1	7,1 à 10,2
	Thallium	11	0	-	-
	Cyanure total	11	11	8,4	6,3 à 11,6
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Pentachlorophénol	12	11	8,5	7,7 à 10,7

Remarques : - = données non disponibles.
XL = indice de lixiviabilité.
* L'indice de lixiviabilité n'a pas pu être calculé lorsque la concentration du contaminant dans le lixiviat de plus d'un intervalle était inférieure à la limite de détection.

Tableau 30 Résumé des statistiques des indices de lixiviabilité*

Déchet brut	Contaminant	Écart-type intralaboratoire	Écart-type interlaboratoire	I.C. de 95 % pour la médiane
Solution synthétique du CTEU	Arsenic	0,72	0,44	10,3 à 12,3
	Cadmium	0,83	2,0	**
	Chrome	0,59	0,84	**
	Plomb	0,69	0,22	**
	Phénol	0,39	0,82	5,9 à 9,5
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Arsenic	-	-	-
	Chrome	0,81	0,33	**
	Plomb	1,3	-	-
	Thallium	-	-	-
	Cyanure total	0,42	0,78	6,6 à 10,2
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Pentachlorophénol	0,41	0,49	7,4 à 9,6

Remarques : - = données non disponibles.
* Pour un groupe de sept à neuf intervalles de lixiviation (protocole A ou B) dans chaque laboratoire.
** Il n'a pas été possible de calculer des intervalles de confiance significatifs lorsqu'il y avait moins de sept indices de lixiviabilité communs aux deux laboratoires.

chrome, il n'y avait pas de différence significative entre les variances intralaboratoire et interlaboratoire.

La comparaison de la plage des indices de lixiviabilité mesurée et de l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 % indique qu'il existe une réelle différence au niveau des indices de lixiviabilité du cyanure mesurés dans les différents produits solidifiés. Les concentrations des lixiviats

- en arsenic et en thallium étaient toujours inférieures à la limite de détection, du fait des très faibles concentrations de ces éléments même dans les déchets bruts.

<u>Sol contaminé par une solution de préservation du bois</u> La variance interlaboratoire de l'indice de lixiviabilité du pentachlorophénol était supérieure de manière significative à la variance intralaboratoire.

La plage des indices de lixiviabilité observée pour le pentachlorophénol excédait également l'intervalle de confiance interlaboratoire de 95 % sur l'indice de lixiviabilité médian, ce qui indique que, pour les produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois, l'on a mesuré des différences réelles entre les indices de lixiviabilité pour ce paramètre.

Les tracés des résultats obtenus par chaque paire d'un laboratoire pour les indices de lixiviabilité des différents contaminants indiquent que, dans la plupart des cas, les points de mesure ne sont que peu dispersés par rapport à la ligne droite désirée. Les coefficients de corrélation correspondants sont de l'ordre de 0,8 ou plus, à l'exception du chrome. Le coefficient de corrélation des indices de lixiviabilité du chrome est de 0,17; toutefois, trois observations seulement ont contribué à cette statistique. Une comparaison grâce au test T par paire de la différence moyenne entre les indices de lixiviabilité mesurés au CTEU et à l'AEC, avec une différence hypothétique nulle, montre que l'indice de lixiviabilité du pentachlorophénol mesuré par le CTEU tend à être supérieur de 0,6 à celui mesuré à l'AEC, et ce, au niveau significatif de 1 %. Des comparaisons similaires par test T des indices de lixiviabilité des autres contaminants montrent qu'il n'existe pas de différence statistiquement significative entre les indices de lixiviabilité mesurés dans les deux laboratoires.

Vérification des hypothèses du modèle. L'essai de lixiviation dynamique est fondé sur la solution d'un modèle de diffusion ainsi que sur plusieurs hypothèses (Godbee et Joy, 1974) :

1) la mobilité d'un contaminant est limitée par la diffusion;

2) le spécimen se comporte comme un milieu semi-infini, à condition que la fraction cumulative lixiviée ne soit pas supérieure à 20 %;

3) la concentration d'un contaminant à la surface du spécimen est approximativement nulle.

On a entrepris une analyse des données afin de vérifier la validité de ces hypothèses.

On peut exprimer la solution du modèle comme suit :

$$\left(\frac{\Sigma a_n}{A_o}\right)\left(\frac{V}{S}\right) = 2\left(\frac{D_e'}{\pi}\right)^{1/2} t_n^{1/2} \qquad (10)$$

où a_n = perte de contaminant durant l'intervalle de lixiviation n (mg);

A_o = quantité initiale du contaminant dans le spécimen (mg);

V = volume du spécimen (cm^3);

S = aire de surface du spécimen (cm^2);

t_n = temps à la fin de la période de lixiviation n;

D_e' = coefficient de diffusion apparente (cm^2/s);

D'après l'équation 10, on peut voir que la relation linéaire entre la fraction cumulative lixiviée et la racine carrée du temps est une conséquence du contrôle par diffusion. Par conséquent, la validité de l'hypothèse du contrôle par diffusion a été vérifiée en traçant la fraction cumulative lixiviée par rapport à la racine carrée du temps pour chaque contaminant dans chaque produit solidifié pour lequel les données étaient disponibles à tous les intervalles de lixiviation. Les tracés se retrouvent dans quatre catégories générales des méthodes de lixiviation :

1) contrôle par diffusion;

2) résistance initiale à la lixiviation suivie du contrôle par diffusion;

3) lavage initial suivi du contrôle par diffusion;

4) relation linéaire entre la fraction cumulative lixiviée et le temps.

On trouvera une illustration de chacune des quatre différentes méthodes aux figures 1 à 3.

Le contrôle par diffusion est apparent en ce qui a trait à la libération de cadmium pour les deux produits solidifiés pour lesquels on disposait de données suffisantes pour tracer la représentation graphique. Cela semble être également la méthode de lixiviation dans le cas du chrome pour tous les produits solidifiés sauf un, du plomb pour trois produits solidifiés, du phénol pour cinq produits solidifiés, du cyanure pour six produits solidifiés et du pentachlorophénol pour huit produits solidifiés.

Le contrôle par diffusion après une période initiale de résistance est la méthode apparente de libération du phénol pour quatre produits solidifiés, du cyanure pour quatre produits solidifiés, du plomb pour deux produits solidifiés et du pentachlorophénol pour deux produits solidifiés.

Une période initiale de lavage rapide des contaminants, suivie du contrôle par diffusion, constitue la méthode de lixiviation apparente du plomb pour huit produits solidifiés, du chrome pour un produit solidifié et du pentachlorophénol pour un produit solidifié.

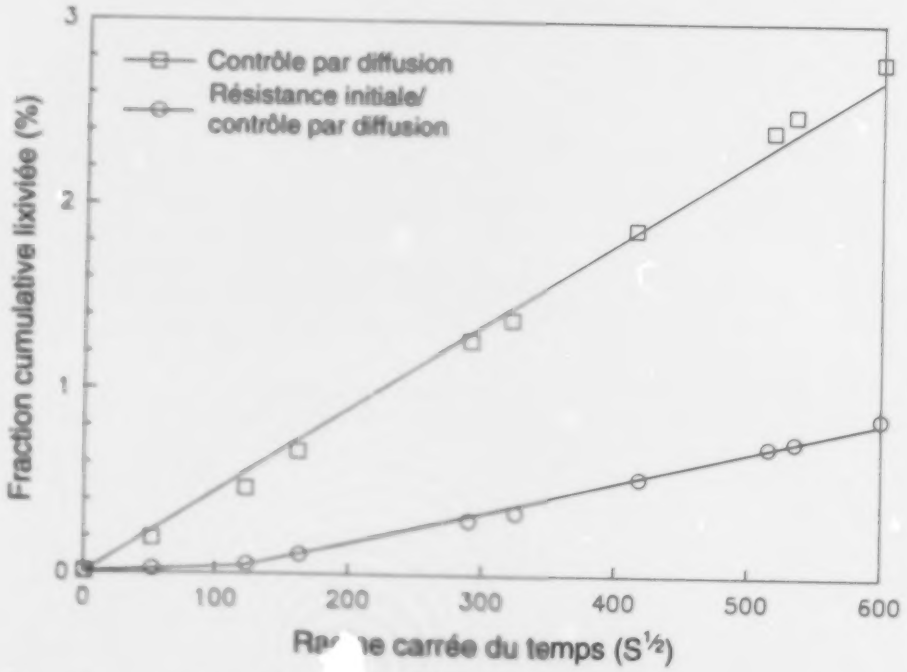


Figure 1 **Données de l'essai de lixiviation dynamique montrant la libération contrôlée par diffusion du cyanure (produit solidifié IHIB) et le contrôle par diffusion suivant la résistance initiale à la lixiviation (produit solidifié KAHG)**

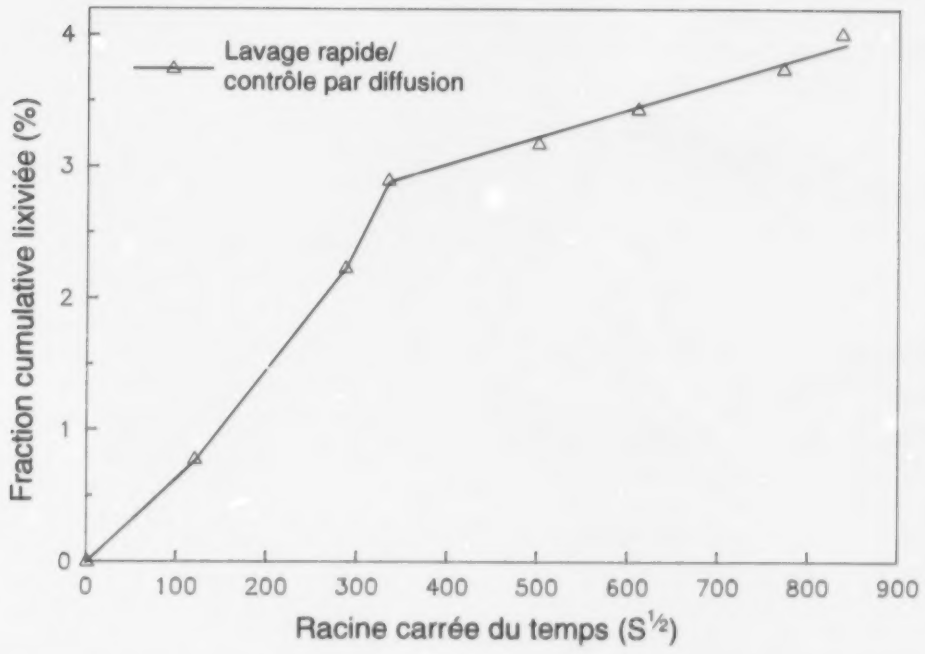


Figure 2 **Données de l'essai de lixiviation dynamique montrant la libération contrôlée par diffusion du plomb suivant un lavage initial rapide (produit solidifié FDIA)**

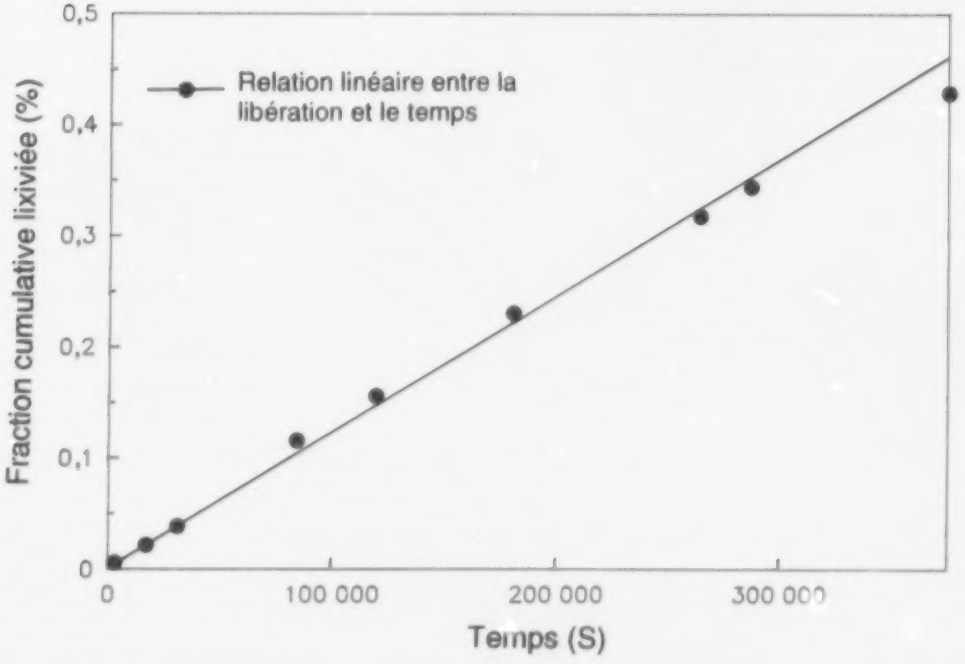


Figure 3 **Données de l'essai de lixiviation dynamique montrant une relation linéaire entre la quantité d'arsenic lixiviée et le temps (produit solidifié EEBH)**

Le quatrième type de tracé, une relation linéaire entre la fraction cumulative lixiviée et le temps, a été observé pour l'arsenic dans quatre des onze produits testés de la solution synthétique du CTEU. Pour les produits solidifiés restants, la libération de l'arsenic semblait contrôlée par diffusion pendant les premiers intervalles, puis linéaire en fonction du temps. On suppose que cette méthode de lixiviation a été observée pour l'arsenic car cet élément était mobilisé par la réaction de l'arsénite de calcium basique avec les carbonates de l'eau saturée en CO_2. Ainsi, le taux de libération d'arsenic était déterminé par le taux de renouvellement du lixiviat saturé en CO_2 (Côté *et al.*, 1987b).

L'examen de la fraction cumulative lixiviée après le dernier intervalle montre que la majorité des spécimens se comportent effectivement comme un milieu semi-infini. La fraction cumulative lixiviée était supérieure à 20 % dans le cas du phénol pour quatre produits solidifiés, du cyanure pour un produit solidifié et du plomb pour un produit solidifié. En conséquence, l'hypothèse selon laquelle le spécimen se comporte comme un milieu semi-infini n'a pas été respectée et le coefficient de diffusion apparent a donc été calculé à partir d'un facteur de temps sans dimension spécifique à la fraction cumulative lixiviée ainsi que du rapport longueur-diamètre du spécimen cylindrique (ANS, 1986).

Compte tenu du fait que la différence entre la concentration d'un contaminant dans les solutions lixiviantes et sa concentration à l'équilibre représente la force d'entraînement du transfert massique, l'hypothèse du modèle d'une concentration de surface nulle suppose que la force d'entraînement est maximale. Cette force d'entraînement devient nulle lorsque la concentration à l'équilibre du contaminant est atteinte dans la solution lixiviante. Par conséquent, il est important de maintenir le système bien à l'extérieur des conditions d'équilibre. On a choisi les protocoles de renouvellement de solution lixiviante de façon à faire un compromis entre ce besoin et la nécessité d'avoir une concentration de contaminant supérieure à celle de la limite de détection pour l'analyse chimique. La comparaison des concentrations moyennes de contaminants dans les lixiviats obtenus par l'essai de lixiviation dynamique avec les concentrations de saturation enregistrées dans les extraits obtenus par l'extraction à l'équilibre pour chaque produit solidifié indique que l'équilibre n'a pas été atteint durant les intervalles de lixiviation de l'essai de lixiviation dynamique dans le cas de l'arsenic, du chrome, du plomb et du phénol pour les produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU; dans le cas du chrome et du cyanure dans les produits solidifiés de la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium et dans le cas du pentachlorophénol dans les produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois. Les concentrations de cadmium étaient égales ou inférieures à la limite de détection dans les lixiviats provenant tant de l'extraction à l'équilibre que de l'essai de lixiviation dynamique, de même que celles d'arsenic, de plomb et de thallium pour les échantillons de la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium. Ainsi, les concentrations mesurées dans les lixiviats de l'essai de lixiviation dynamique n'ont pas approché la concentration à l'équilibre, sauf lorsque celle-ci était très proche de la limite de détection ou inférieure à celle-ci.

5.3 *Résultats de l'évaluation micromorphologique*

Les résultats des analyses par diffraction aux rayons X, par microscopie électronique à balayage et par microscopie optique sont de nature qualitative; par conséquent, il n'a pas été possible d'effectuer une analyse statistique des résultats obtenus au moyen de ces techniques. Les résultats obtenus par analyse aux rayons X à dispersion d'énergie sont seulement semi-quantitatifs sur une échelle macroscopique du fait de l'hétérogénéité des échantillons et même sur une échelle microscopique, car plusieurs paramètres influençant la sortie des rayons X des échantillons étaient peu connus. Par conséquent, on n'a pas effectué d'analyse statistique non plus pour les résultats de l'analyse par rayons X à dispersion d'énergie.

Les caractéristiques des produits solidifiés des différents types de déchets qui ont été observés au moyen de chacune des techniques de caractérisation micromorphologique sont résumées dans les sections ci-dessous. Pour chaque méthode, on a comparé les observations pour chaque produit solidifié avec les observations faites pour les déchets non traités et pour certains additifs de solidification courants, comme le ciment Portland et les cendres volantes (sans ajouter d'élément du déchet). Les résultats produits par chaque technique sont surtout utiles lorsqu'on les interprète en conjonction avec les résultats obtenus par les autres techniques.

5.3.1 *Diffraction aux rayons X*

Cette technique a été appliquée à l'aide de deux sources de rayons X monochromatiques, le cuivre et le molybdène. Le cuivre est d'ordinaire la source préférée, car il produit des pics plus distincts et plus largement espacés ainsi qu'un spectre de fond moins élevé. On a utilisé le cuivre pour l'analyse par diffraction aux rayons X des produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU, ainsi que pour certains produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois. Compte tenu des limites inhérentes aux laboratoires, on a utilisé le molybdène comme source de rayons pour l'analyse par diffraction aux rayons X des produits solidifiés de la boue synthétique de la WES ainsi que des autres produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois.

On a comparé les spectres de diffraction aux rayons X à des spectres connus afin d'identifier les phases cristallines présentes dans les échantillons. Du fait de la complexité des matrices des échantillons, on a retrouvé plusieurs pics non identifiés dans la plupart des spectres de diffraction aux rayons X. De plus, les pics étaient souvent légèrement décalés par rapport à ceux des composés purs à cause de la présence d'impuretés. On a trouvé que les pics correspondant à 10 phases étaient identifiés le plus souvent comme suit : portlandite, ettringite, hydrate double d'aluminium et de calcium, silicate dicalcique, silicate tricalcique, calcite, gypse, quartz, mullite et maghémite. Le tableau 31 résume les phases cristallines identifiées pour chaque produit solidifié. Hormis les phases les plus courantes mentionnées, les autres phases détectées incluent l'opale, la montmorillonite, la magnétite, le sulfate de plomb, le monosulfate et l'anhydrite.

La portlandite ($Ca(OH)_2$), l'ettringite ($CaSO_4 \cdot 3(3CaO \cdot Al_2O_3) \cdot 32H_2O$), le monosulfate (qui peut être une forme plus stable de l'ettringite ou est formé lorsque le gypse présent est insuffisant), l'hydrate double de calcium et d'aluminium et le gypse ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$) sont des phases cristallines présentes dans le ciment Portland hydraté. La figure 4 illustre un spectre de

Tableau 31 Observations par diffraction aux rayons X

(a) Produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU

Code d'identification du participant industriel	Portlandite	Ettringite	HCA	C_2S, C_3S	Calcite	Gypse	Quartz	Mullite	Maghémite	Autre
AAKC	x	x			x	12 600				
BABI	x	x	x	x	x					
BAHE				x	x	x				Diatomée (opale - ct, 600) Montmorillonite (1 400) Magnétite
DEAI	?		x		1 400(?)	x				
DEIF	1 600		x	x	x					
DGBF	?	x		x	x		2 900			
EAFI	x	x	x	x	3 000		x			
EEBH		x			3 800		x	x	x	
EFBB	x	x	x	x	3 000	x	x	x	x	
FAIG			x		2 300		x	x		
FCCI	3 200	x	x		x					
FFKK	1 000	x	x	x	x		x			
HDGF	?	x			x	x	1 900	x		Monosulfate
IGIF	x		x			x	x			

(b) Produits solidifiés de la boue synthétique de la WES

Code d'identification du participant industriel	Portlandite	Ettringite	HCA	C_2S, C_3S	Calcite	Gypse	Quartz	Mullite	Maghémite	Boue	Autre
AIEI	x	1 000					x				
AIKC	x	?					x		x	2 300	
BBIE	x	x	x	x			x			1 700	
BDGE	x					x				2 900	
BEDF	x			x		x	x	x	x	1 300	
DABB	?		x	x		x		x	x	1 500	
EAHK	x	x				x	x	x		1 500	
ECGH	x	x			x	x	900	?		?	
GBAB	1 400	x		x		x		x	x	x	
GBFB	x	x		x			2 700		?		
HGAB	1 800	x		x	?	x		x			Magnétite
KEAH	?	x		x		x	x		x	2 100	
KHEF	1 600	x	x	x						x	
KIAK	500	x		x						x	

(c) Produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois

Code d'identification du participant industriel	Portlandite	Ettringite	HCA	C_2S, C_3S	Calcite	Gypse	Quartz	Mullite	Maghémite	Boue	Autre
ADDI				x	x	?	1 600				
BIDA	x	x	x		x		3 300	?			
BKDE	x	?			x		3 500	x	x		
CDHB	x	x		x	x	x	2 400				Anhydrite?
DEDB							6 300				Anhydrite?
DIDG						x	4 600				Anhydrite
EIDA		?					800				
FDGI	x	x			x		4 700	x			
HBEG							6 400				
HIKH		?				?	5 000	?			
IAHE		x				x	3 300	?			
KBKC			x	x		x	800				
KGAH							1 300				

Remarques : Pour chaque produit solidifié, la hauteur du pic le plus intense est indiquée en coups-seconde (cs). La hauteur du pic principal est mesurée au-dessus du fond; pour les produits solidifiés en (a), (b) et (c), l'intensité de fond est respectivement de 200, 700 et 700 cs.
HCA = hydrate de calcium et d'aluminium.
C_2S et C_3S = silicate de dicalcium et silicate de tricalcium.
x = cette phase a été identifiée dans le spectre de diffraction aux rayons X.
? = cette phase a été identifiée de manière non définitive dans le spectre de diffraction aux rayons X.

diffraction aux rayons X caractéristique du ciment Portland à l'aide de sources de rayons X au cuivre (les spectres au molybdène montrent un fond distinctif de «bosse du ciment Portland», causé par la cristallinité relativement faible de l'échantillon). Les phases mentionnées plus haut ont été identifiées. La figure 5 illustre un exemple d'un spectre de diffraction aux rayons X pour un produit solidifié dans lequel on peut reconnaître les phases caractéristiques du ciment Portland.

La présence de portlandite dans les échantillons solidifiés peut également être attribuée à l'addition de chaux excédante, séparément du ciment Portland. Le $CaSO_4$ (en tant qu'anhydrite ou gypse) est aussi un additif de solidification très répandu et est utilisé soit séparément, soit avec le ciment Portland. Les silicates de dicalcium et de tricalcium ($2CaO \cdot SiO_2$ et $3CaO \cdot SiO_2$) se retrouvent dans le ciment Portland non hydraté. Leur présence dans le spectre de diffraction aux rayons X d'un produit solidifié indique que l'hydratation complète n'a pas eu lieu, par suite d'une quantité insuffisante d'eau ajoutée ou d'un processus retardateur,

La calcite ($CaCO_3$) a été fréquemment identifiée, notamment dans les produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU. Cette phase peut être un produit de la carbonation de la portlandite lorsqu'elle entre en contact avec l'air; toutefois, les quantités enregistrées dans les échantillons étaient anormalement élevées.

La maghémite et la magnétite (deux formes de Fe_2O_3) sont des phases caractéristiques que l'on retrouve dans les cendres volantes. La mullite ($3Al_2O_8 \cdot 2SiO_2$) se retrouve dans les cendres volantes de type F plutôt que de type C. Les figures 6 et 7 illustrent des spectres de diffraction aux rayons X caractéristiques, les pics correspondant respectivement aux cendres volantes de type C et de type F étant identifiés. Le quartz ainsi que d'autres minéraux sont invariablement présents dans les cendres volantes. Souvent, la présence de phases de cendres volantes (notamment la mullite) dans le spectre de diffraction aux rayons X d'un produit solidifié est accompagnée par l'absence des pics correspondant à la portlandite, car les cendres volantes excédantes consomment la chaux libre. On trouvera à la figure 8 un exemple d'un spectre de diffraction aux rayons X d'un déchet solidifié contenant apparemment des cendres volantes.

En plus des pics dus à la présence d'additifs de solidification, les spectres de diffraction aux rayons X ont également permis de détecter la présence du déchet. Le spectre de diffraction de l'un des produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU (figure 9) a montré une série de pics indiquant une interaction entre le phénol et le ciment (Roy *et al.*, 1989). Les produits solidifiés de la boue synthétique de la WES et ceux du sol contaminé par une solution de préservation du bois montraient souvent des pics dus à la matrice du déchet.

La figure 10 illustre le spectre de diffraction aux rayons X de la boue synthétique pure de la WES. La présence de pics importants et distincts par rapport à un fond faible indique que la boue est fortement cristalline. La calcite est nettement l'une des composantes de la boue, mais de nombreux pics caractéristiques de cette boue restent non identifiés. Il est probable que ces derniers soient causés par des mélanges de différents hydroxydes métalliques. Les pics caractéristiques de la boue peuvent être facilement distingués dans les spectres de diffraction aux rayons X de 11 des 14 échantillons de la boue solidifiée et décelés de manière non définitive dans deux

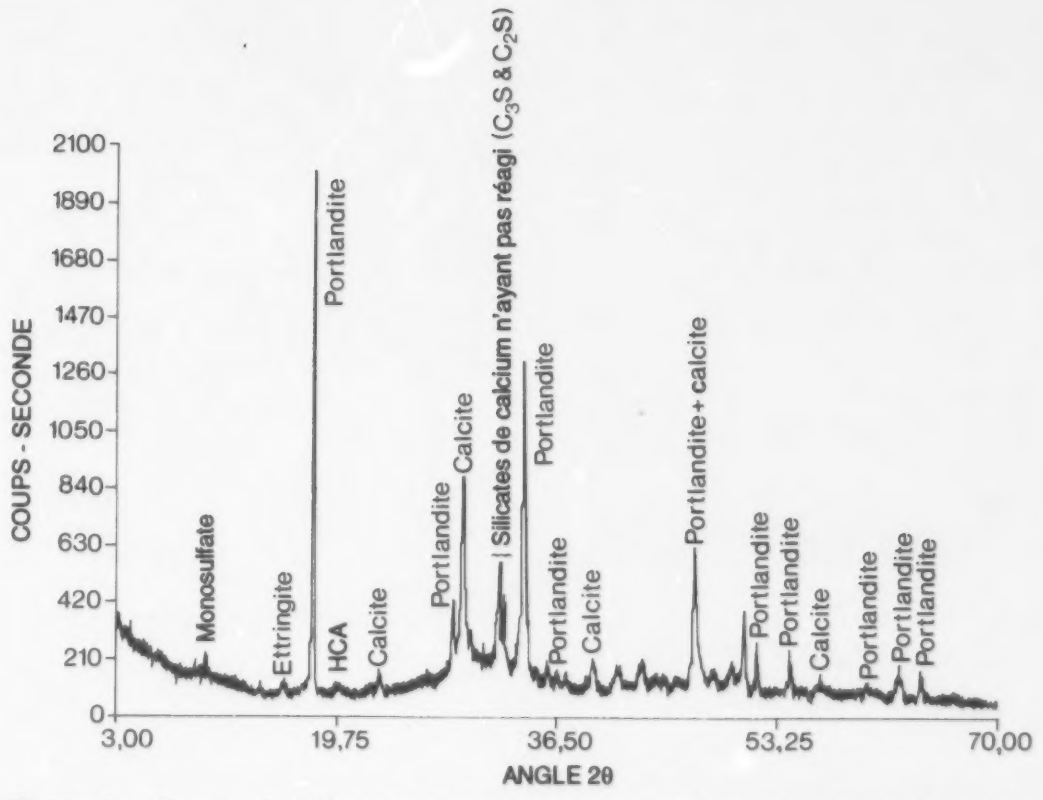


Figure 4 **Spectre de diffraction aux rayons X caractéristique du ciment Portland**

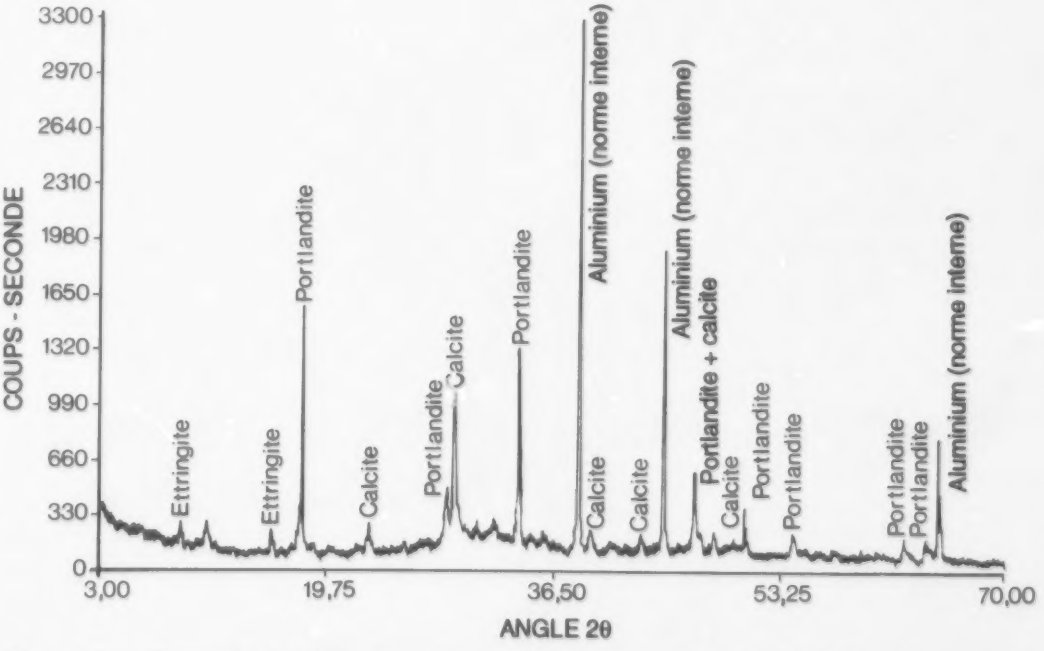


Figure 5 **Exemple de diffraction aux rayons X d'un produit solidifié renfermant du ciment Portland**

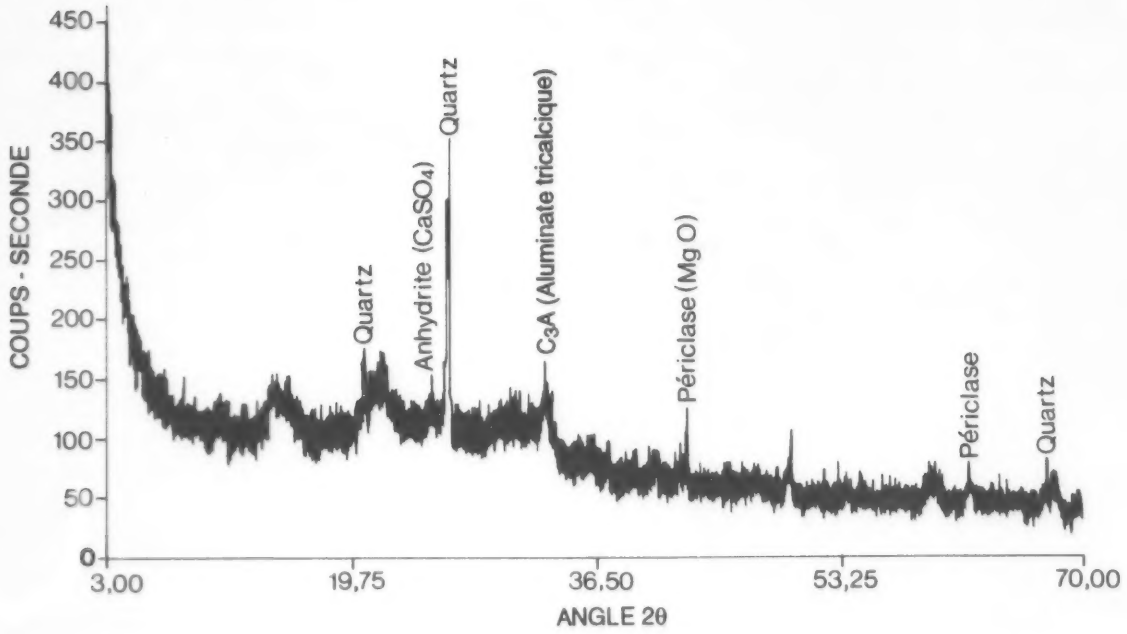


Figure 6 **Spectre de diffraction aux rayons X caractéristique des cendres volantes de type C**

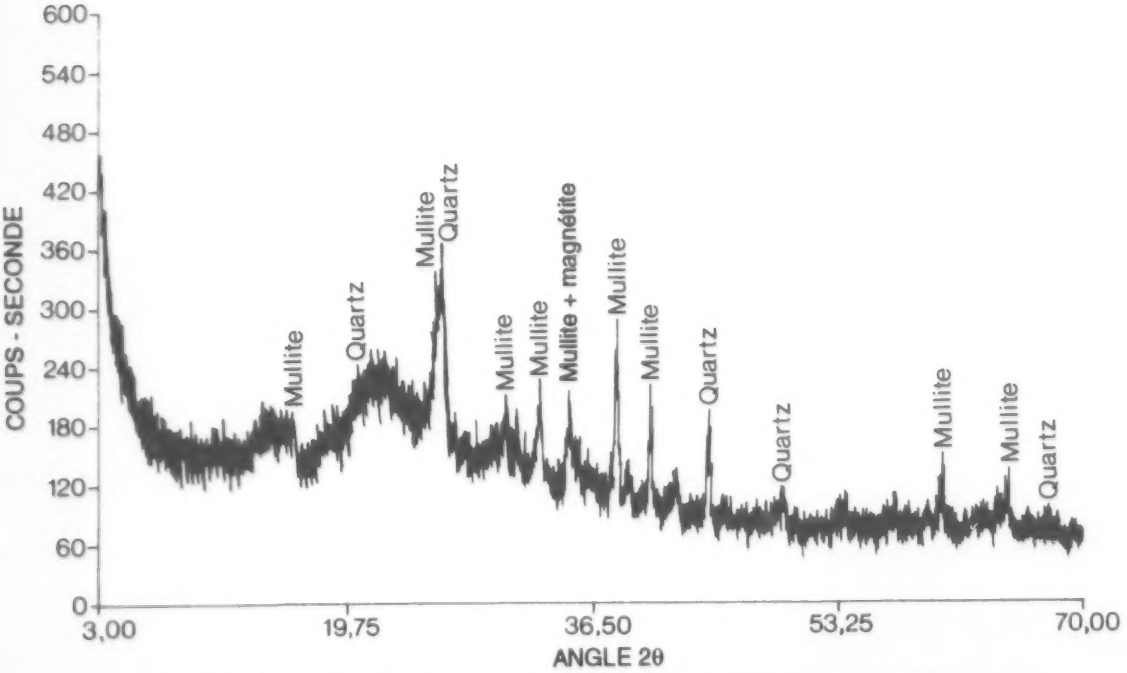


Figure 7 **Spectre de diffraction aux rayons X caractéristique des cendres volantes de type F**

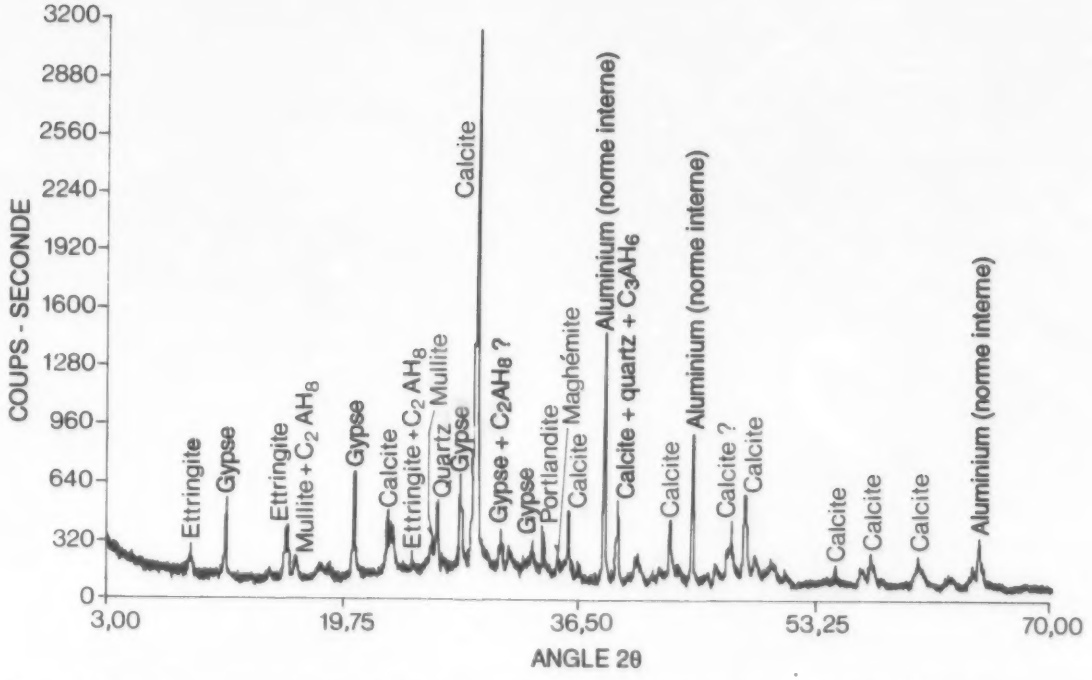


Figure 8 **Exemple de spectre de diffraction aux rayons X d'un produit solidifié contenant des cendres volantes**

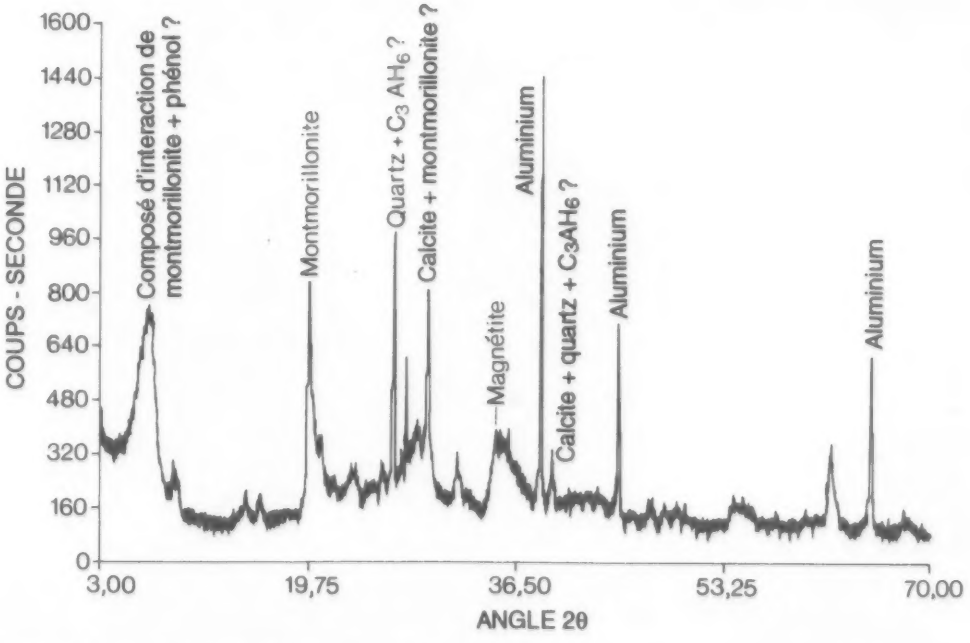


Figure 9 **Exemple de spectre de diffraction aux rayons X montrant l'interaction entre le phénol et la matrice**

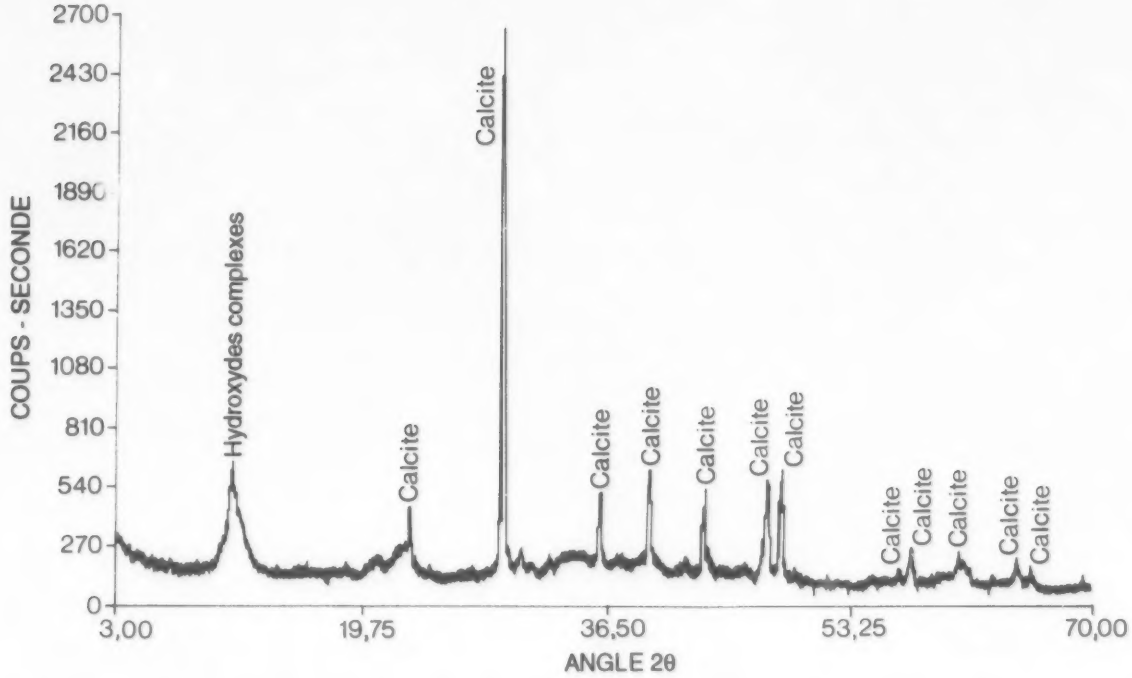


Figure 10 Spectre de diffraction aux rayons X de la boue synthétique de la WES

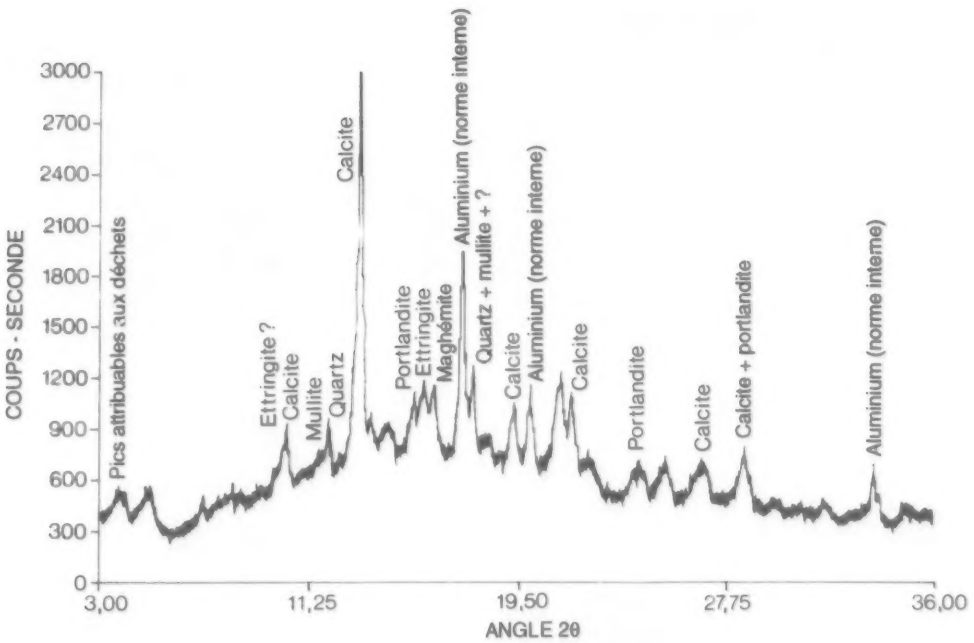


Figure 11 Exemple de spectre de diffraction aux rayons X d'un produit solidifié contenant de la boue de la WES

autres. On trouvera un exemple à la figure 11.

La figure 12 illustre un spectre de diffraction aux rayons X du sol contaminé par une solution de préservation du bois non traité, avec des pics prédominants correspondant au quartz et d'autres pics non identifiés. Cette matrice de déchet a fortement influencé les spectres de diffraction aux rayons X des échantillons du sol contaminé par une solution de préservation du bois. Dans tous les cas, les particules de quartz présentes dans le sol ont eu une influence prédominante dans le spectre de diffraction aux rayons X. Du fait de la nature complexe de la matrice, il était très difficile d'identifier les autres phases.

5.3.2 Microscopie électronique à balayage

On trouvera au tableau 32 les caractéristiques des échantillons observées grâce à la microscopie électronique à balayage de chacun des produits solidifiés examinés. Dans le tableau, on a attribué un numéro de plaque à certaines observations auquel on peut faire référence pour illustrer la caractéristique en question. Afin d'éviter toute redondance inutile, on a omis dans le présent rapport les photomicrographies de tous les échantillons solidifiés étudiés par microscopie électronique à balayage.

La microscopie électronique à balayage a permis d'observer deux types de porosités : 1) la porosité interparticule composée de pores de différentes tailles entre les petits cristaux et les particules constituant la matrice et 2) la porosité à grande échelle, causée par les trous et les vides dans les régions plus denses ainsi que par les fissures entre celles-ci. Il n'y avait pas de relation apparente entre ces observations et la porosité calculée traitée à la subdivision 5.1.4. Un grand nombre des phases identifiées dans les spectres de diffraction aux rayons X ont également pu être observées par microscopie électronique à balayage. Les cristaux en aiguille, caractéristiques de l'ettringite (plaque 1) et

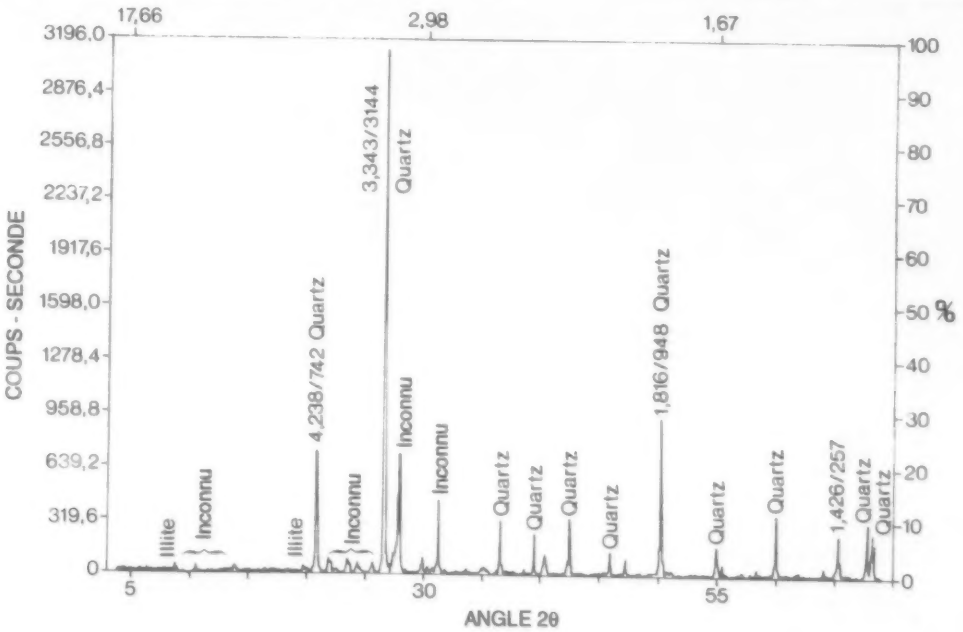


Figure 12 Spectre de diffraction aux rayons X du sol contaminé par une solution de préservation du bois

Tableau 32 Observations par microscopie électronique à balayage

(a) Produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU

Code d'identification du participant industriel	Observations morphologiques	N° de plaque	Grossissement
AAKC	Faible porosité Très homogène, avec, à l'occasion, certaines surfaces très lisses Morphologie différente de celle d'un ciment Portland ordinaire Les grossissements supérieurs montrent une structure en plaques stratifiées		
BABI	Porosité interparticule modérée Homogène Cendres volantes abondantes, presque pas consommées par les réactions Abondance de frustules de diatomées fossilisées	 6 10	 ×300 ×4 000
BAHE	Vides importants de type lithoclase Hétérogène Cristaux en forme de plaque Cristaux en aiguilles	 1	 ×5 000
DEAI	Vides importants Homogène Structure vitreuse alvéolaire	 9	 ×20 000
DEIF	Pas de MEB effectuée pour cet échantillon		
DGBF	Très faible porosité Hétérogène Cristaux en forme de plaque rayonnante à formation tardive Cristaux en aiguille dans de petits vides interparticules Grains de quartz érodés Cristaux en forme de plaque Autres cristaux moins distincts		
EAFI	Porosité modérée Certains vides causés par des cendres volantes creuses Cristaux en forme de plaque Autres cristaux moins distincts Inclusions composées de cristaux denses et fins		
EEBH	Faible porosité Cendres volantes abondantes, certaines ayant partiellement réagi Longs cristaux plats Zones très denses, comme le HCS dans le ciment Portland		
EFBB	Vides importants entre aggrégations de différentes phases Particules de cendres volantes ayant réagi Cristaux allongés avec faces pyramidales Cristaux en aiguille Structure principalement cryptocristalline		
FAIG	Faible porosité Particules de cendres volantes consommées en grande partie Cristaux dispersés en plaques Importants empilements de cristaux hexagonaux en forme de plaque	 2 3	 ×1 960 ×6 000
FCCI	Structure extrêmement dense Vides sphériques produits par des bulles d'air enclavées Cristaux en aiguille Cristaux plats allongés Certains cristaux en forme de plaque		
FFKK	Porosité modérée Certaines cendres volantes, partiellement consommées par les réactions Structure principalement cryptocristalline		
HDGF	Porosité modérée Cendres volantes abondantes Cristaux en forme de plaque Structure principalement écailleuse à HCS	 5	 ×5 000
IHIG	Porosité modérée Hétérogène Cristaux en aiguille Structure principalement écailleuse à HCS Inclusions composées de cristaux denses et fins		

Tableau 32 Observations par microscopie à balayage (suite)

(b) Produits solidifiés de la boue synthétique de la WES

Code d'identification du participant industriel	Observations morphologiques	N° de plaque	Grossissement
AIEI	Faible porosité Homogène Cristaux hexagonaux en forme de plaque Cristaux en aiguille Inclusions composées de particules plus petites		
AIKC	Importants vides de type lithoclases Cryptocristallin		
BBIE	Très faible porosité Homogène Cristaux en forme de plaque dans les vides		
BDGE	Cristaux allongés avec faces pyramidales		
DEDF	Très faible porosité Homogène Sphères de cendres volantes Certains cristaux hexagonaux en forme de plaque Cristaux en aiguille Structure principalement de type écailleux à HCS		
DABB	Porosité modérée Homogène Quelques cristaux fins et allongés		
EAHK	Structure extrêmement dense avec vides sphériques occasionnels Indices de particules de cendres volantes consommées Cristaux en forme de plaque Cristaux en aiguille		
ECGH	Faible porosité Certaines particules de cendres volantes, partiellement consommées par réactions Cristaux hexagonaux en forme de plaque Particules de boue encapsulées	12	×500
GBAB	Faible porosité Homogène Particules de cendres volantes, partiellement consommées par réactions Cristaux en forme de plaque	7	×6 800
GBFB	Faible porosité Homogène Certains cristaux épais hexagonaux en forme de plaque Certains cristaux en aiguille		
HGAB	Faible porosité Certains vides causés par des particules de cendres volantes creuses Certaines particules de cendres volantes, presque complètement consommées par réactions Cristaux en aiguille abondants		
KEAH	Faible porosité Homogène Cristaux rectangulaires allongés		
KHEF	Porosité modérée Cryptocristallin		
KIAK	Faible porosité Grains de boue ellipsoïdaux inclus dans une matrice à grains plus fins	13	×500

les cristaux hexagonaux en plaques caractéristiques de la portlandite, du monosulfate et de l'hydrate double de calcium et d'aluminium (plaques 2 et 3) ont été observés très fréquemment. Toutefois, bien que l'on ait trouvé quelques indices de la présence de phases caractéristiques du ciment Portland, la morphologie générale de la plupart des échantillons était différente de celle du ciment Portland (plaque 4). L'hydrate de silicate de calcium (HSC) que l'on rencontre souvent dans les échantillons solidifiés arbore d'ordinaire une structure dense et très écailleuse (plaque 5), alors qu'il se présente sous plusieurs formes dans un ciment Portland ordinaire, notamment sous

Tableau 32 Observations par microscopie électronique à balayage (suite)

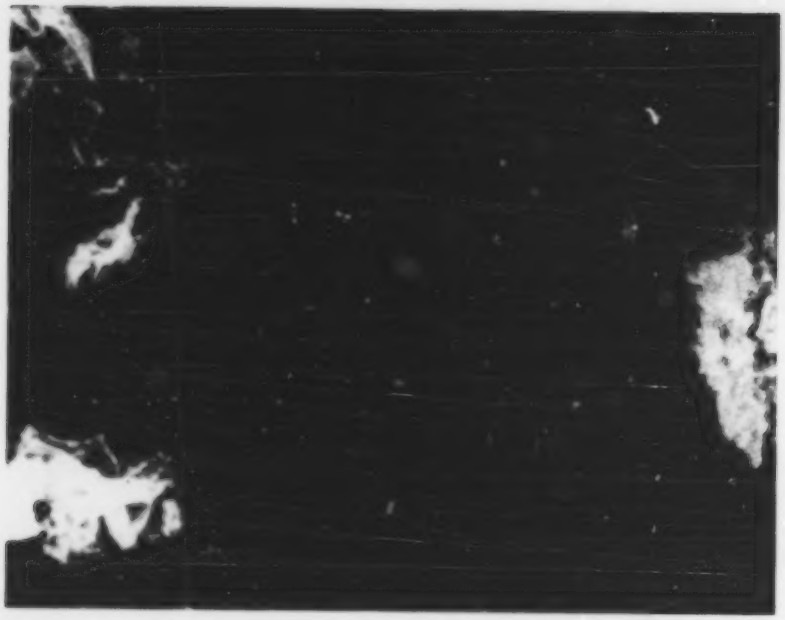
(c) Produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois

Code d'identification du participant industriel	Observations morphologiques	N° de plaque	Grossissement
ADDI	Aucune MEB n'a été effectuée pour cet échantillon		
BIDA	Très faible porosité Homogène Certains cristaux en aiguille HCS à écailles		
BKDE	Importants vides Homogène Grains de quartz		
CDHB	Faible porosité Copeaux de bois Particules de quartz à distribution uniforme	 15 16	 ×1 000 ×3 000
DEDB	Particules de quartz à distribution uniforme Certains cristaux cubiques		
DIDG	Faible porosité Homogène Abondants cristaux fins et allongés	 8	 ×1 000
EIDA	Aucune MEB n'a été effectuée pour cet échantillon		
FDGI	Aucune MEB n'a été effectuée pour cet échantillon		
HBEG	Faible porosité Cryptocristallin		
HIKH	Faible porosité Homogène Fusion de certaines particules lisses ellipsoïdes sous le faisceau d'électrons		
IAHE	Très faible porosité Homogène Certaines particules de cendres volantes		
KBKC	Faible porosité Certains vides sphériques Particules de cendres volantes		
KGAH	Aucune MEB n'a été effectuée pour cet échantillon		

celle de la structure en forme de doigts illustrée à la plaque 4.

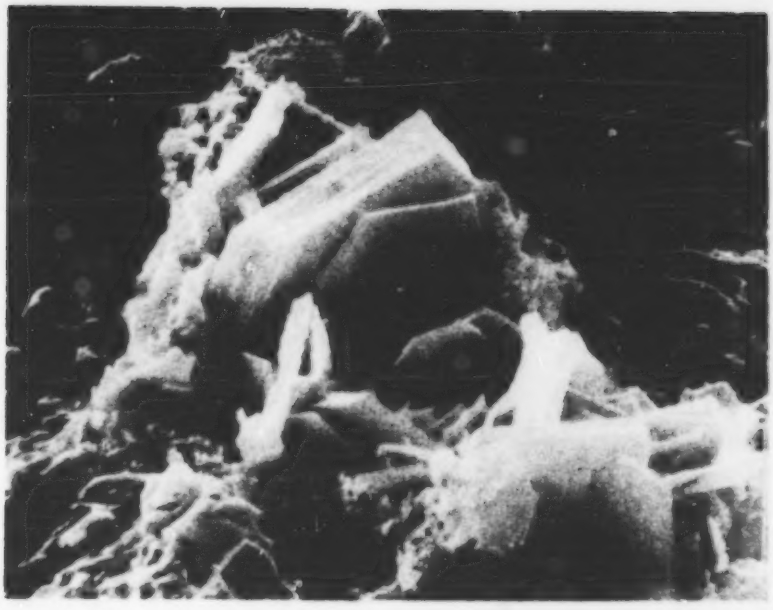
Les particules de cendres volantes possèdent une morphologie très caractéristique, que l'on a observée dans un grand nombre de produits solidifiés étudiés par microscopie électronique à balayage. Comme le montre la plaque 6, la cendre volante n'ayant pas réagi apparaît sous la forme de particules sphériques dispersées dans la matrice. Les produits de la réaction sont souvent visibles à la surface de la cendre volante (plaque 7); il se peut également que la cendre volante soit complètement consommée par les réactions. Parmi les caractéristiques inhabituelles observées, mentionnons des cristaux de gypse (plaque 8), une structure vitreuse alvéolaire (plaque 9) et des squelettes de diatomées (plaque 10). L'observation des frustules de diatomées fossilisées a coïncidé avec la découverte d'opale - ct, une forme de SiO_2, grâce à la diffraction aux rayons X. On a également noté la présence de nombreux cristaux non identifiables.

Les plaques 11 a, b et c montrent les photomicrographies par microscopie électronique à balayage de la boue

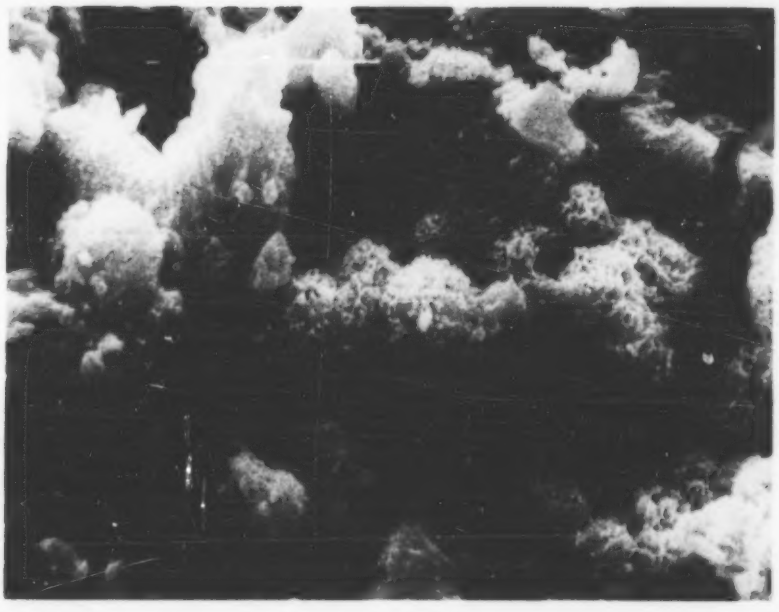


Plaque 1 **Cristaux en aiguille caractéristiques de l'ettringite (MEB, produit solidifié BAHE, × 5000)**

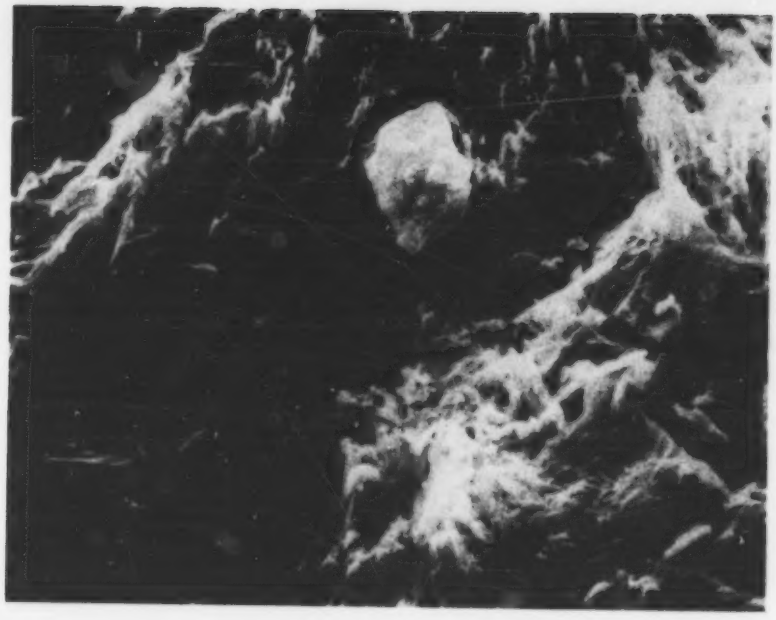
Plaque 2 **Cristaux en forme de plaque caractéristiques de la portlandite, du monosulfate et de l'hydrate double de calcium et d'aluminium (MEB, produit solidifié FAIG, × 1960)**



Plaque 3 **Cristaux en forme de plaque caractéristiques de la portlandite, du monosulfate et de l'hydrate double de calcium et d'aluminium (MEB, produit solidifié FAIG, × 6000)**



Plaque 4 **Ciment Portland hydraté montrant des hydrates de silicate de calcium en forme de doigt (MEB, × 2500)**



Plaque 5 **Hydrate de silicate de calcium dense à structure écailleuse (MEB, produit solidifié HDGF, × 5000)**

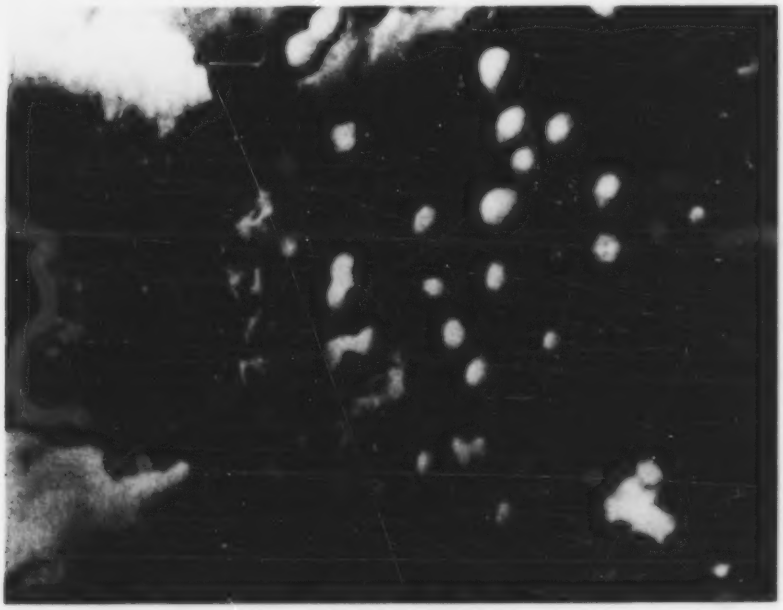
Plaque 6 **Particules sphériques de cendre volante (MEB, produit solidifié BABI, × 300)**

synthétique séchée et non solidifiée de la WES. Il est apparent que ce déchet est très fortement cristallin et qu'il comporte au moins trois différentes morphologies cristallines. La présence de particules de boue, encapsulées dans la matrice, peut être observée dans de nombreux produits solidifiés de la boue synthétique de la WES, comme le montrent les plaques 12 et 13.

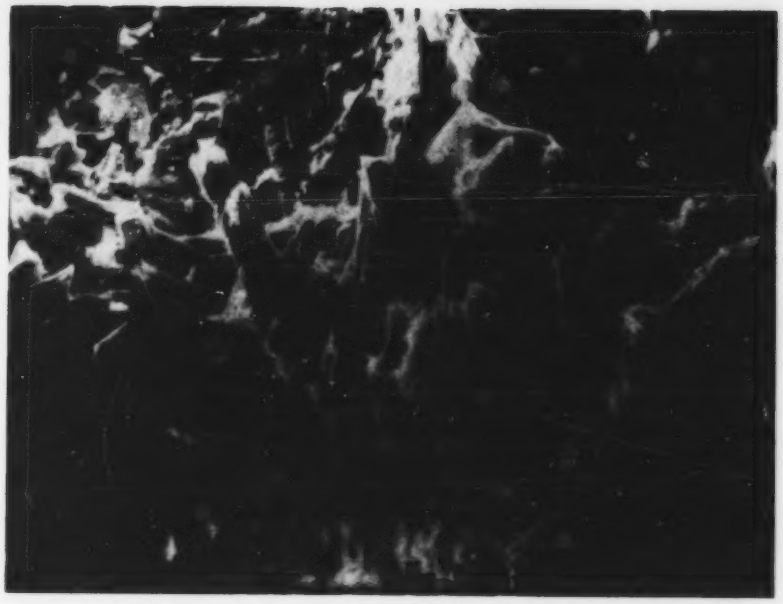
La plaque 14 illustre une photomicrographie du sol contaminé par une solution de préservation du bois à l'état brut. L'échantillon est constitué de gros grains de quartz enduits d'un matériau à grains fins. Pour les produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois, la matrice du sol était prédominante dans les photomicrographies par microscopie électronique à balayage, de même que dans les spectres de diffraction aux rayons X. On retrouvait dans tous les cas des fragments de bois (plaque 15) et des grains de quartz (plaque 16). Toutefois, un échantillon en particulier revêtait un certain intérêt, car le faisceau d'électrons a entraîné la fusion de la surface de l'échantillon. Quatre des 13 produits solidifiés de ce déchet n'ont pu être examinés par microscopie électronique à balayage à cause d'une accumulation d'électrons à la surface de l'échantillon causée par une application inadéquate de la couche d'or sur l'échantillon. La mauvaise qualité du dépôt de la couche était due à la présence d'une forte concentration de composés volatils (incluant des composés organiques et de l'eau) dans l'échantillon.

5.3.3 Analyse aux rayons X à dispersion d'énergie

L'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie a été entreprise pour un grand nombre des caractéristiques remarquables



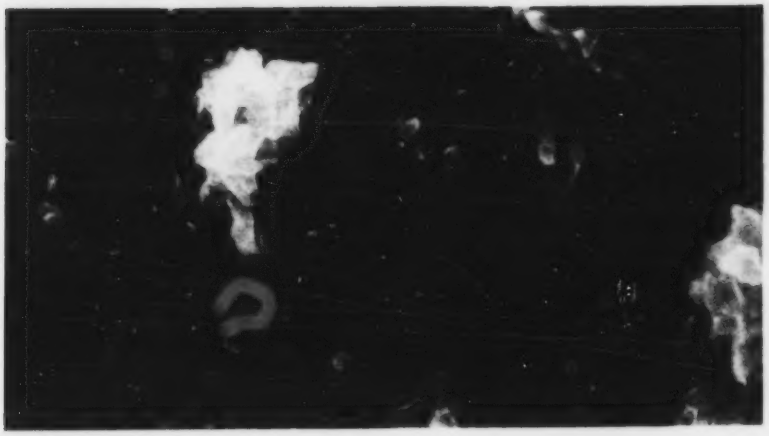
Plaque 7 Produits de la réaction à la surface de la cendre volante (MEB, produit solidifié GBAB, × 6800)



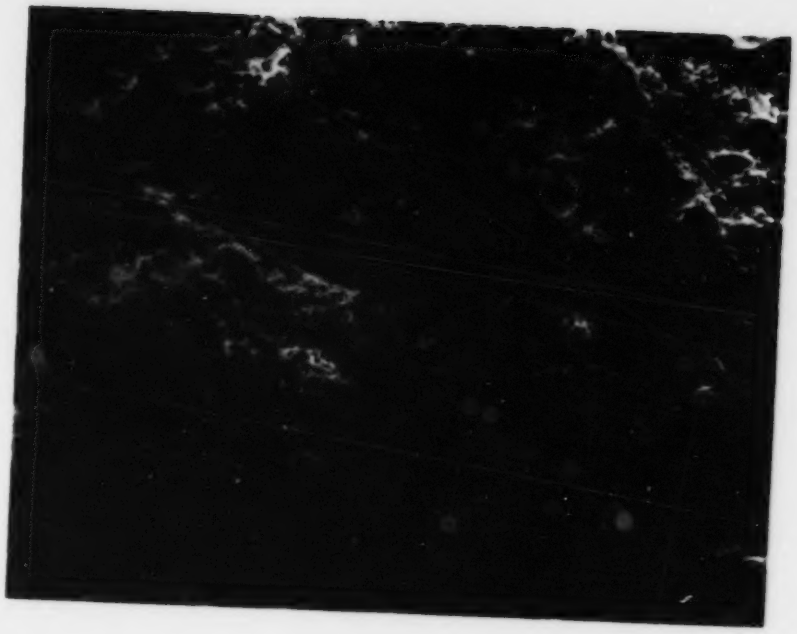
Plaque 8 **Cristaux de sulfate de calcium (MEB, produit solidifié DIDG, × 1000)**

Plaque 9 **Structure vitreuse alvéolaire (MEB, produit solidifié DEAI, × 20 000)**

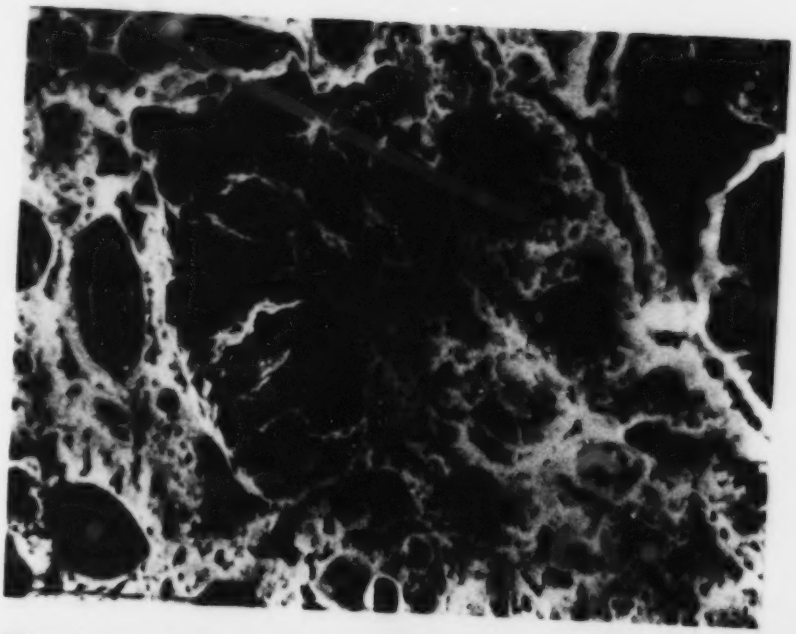
Plaque 10 **Frustules de diatomées fossilisées (MEB, produit solidifié BABI, × 4000)**



Plaque 11 **Boue synthétique de la WES (MEB, × 5000)**

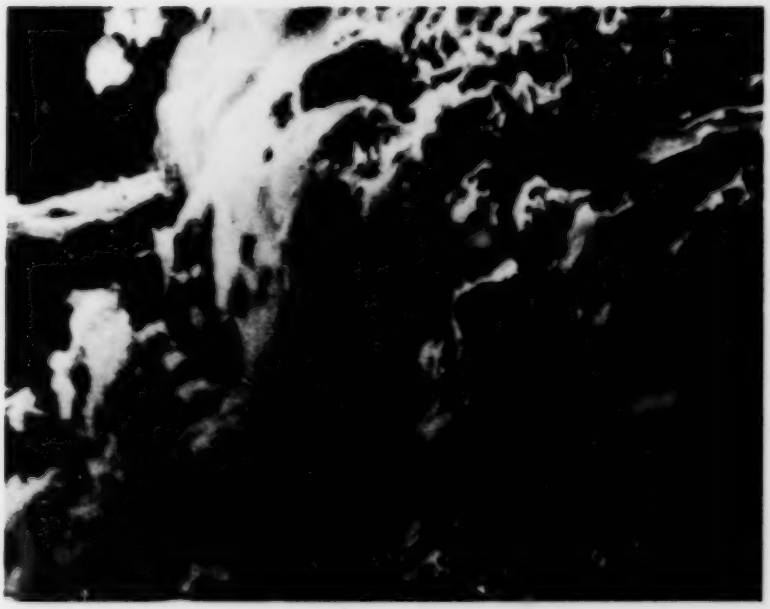


Plaque 12 **Particule de boue encapsulée (MEB, produit solidifié ECGH, × 500)**



Plaque 13 **Multiples particules de boue encapsulées (MEB, produit solidifié KIAK, × 500)**

Plaque 14 Sol contaminé par une solution de préservation du bois (MEB, × 375)



Plaque 15 Fibre de bois (MEB, produit solidifié CDHB, × 1000)

Plaque 16 Grain de quartz (MEB, produit solidifié CDHB, × 3000)

observées en microscopie électronique à balayage. Le tableau 33 résume les analyses effectuées. Comme ce fut le cas pour les photomicrographies en microscopie électronique à balayage, le spectre de toutes les analyses n'a pas été inclus dans le présent rapport.

L'utilisation de liants pouzzolaniques et à base de ciment se traduit par l'apparition de pics importants de calcium, de silicium et d'aluminium. Le soufre, le fer et le magnésium apparaissent également. On peut utiliser les rapports de ces composants pour tirer des conclusions par rapport à la composition de la matrice. Par exemple, comparés au ciment, la plupart des pouzzolanes possèdent un rapport très élevé de calcium relativement au silicium et à l'aluminium; un rapport quelque peu faible de calcium comparativement au soufre indique que l'on a ajouté du gypse.

L'aspect le plus intéressant de l'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie est la possibilité qu'elle offre d'examiner la distribution des contaminants dans la matrice du déchet solidifié. Des analyses ponctuelles de différentes phases montreront si un contaminant est distribué de manière homogène ou s'il est associé à une phase donnée. Toutefois, on ne peut pas tirer de conclusions quant à la stabilité environnementale du processus d'immobilisation du contaminant en se fondant uniquement sur cette méthode.

Dans le cas des échantillons solidifiés de la solution synthétique du CTEU, le seul contaminant facilement identifié par l'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie est le chrome. Malheureusement, dans les spectres d'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie, le pic de l'arsenic chevauche le pic du magnésium, le pic du plomb chevauche le pic du soufre et le pic

du cadmium chevauche le pic du potassium, tandis qu'il est impossible de détecter le phénol. Même le chrome a été difficile à détecter dans l'ensemble des échantillons. L'explication réside sans doute dans la distribution homogène des contaminants dans la matrice, plutôt que dans leur concentration dans une phase en particulier. La présence de chlore (provenant de la dissolution de $CrCl_3$ dans la solution de déchet brut) était apparente dans la majorité des spectres.

Pour les produits solidifiés de la boue synthétique de la WES, seuls le chrome et le nickel ont pu être détectés par analyse aux rayons X à dispersion d'énergie. Les concentrations de mercure étaient trop faibles et le pic de cadmium chevauchait celui du potassium sur le spectre. Les grains identifiés par microscopie électronique comme des particules de boue encapsulées dans la matrice ont été soumis à l'analyse par rayons X à dispersion d'énergie. La comparaison des spectres de ces grains avec le spectre de la boue pure a montré que leur composition était identique. Toutefois, l'analyse d'autres phases dans la matrice environnante a indiqué que le chrome et le nickel y étaient également présents. Ce phénomène, qui a été observé à divers degrés dans différents produits solidifiés, indique qu'il s'est produit à nouveau une certaine spéciation des contaminants de la boue dans la matrice.

Six des 13 produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois n'ont pas pu être analysés par cette technique à cause d'une surcharge causée par un défaut dans l'application de la couche de carbone sur l'échantillon. La distribution du chlore (dans ce cas un indicateur de la localisation du pentachlorophénol) semblait être homogène dans certaines matrices et hétérogène dans d'autres.

La présence d'autres pics, notamment des pics intenses de sodium, de potassium et de chlore dans les produits solidifiés de la boue synthétique de la WES, indique l'ajout d'un additif de solidification contenant ces éléments.

5.3.4 Microscopie optique

L'examen de plusieurs des produits solidifiés de la boue synthétique de la WES en microscopie optique a montré un grand nombre de particules opaques à l'intérieur de particules plus translucides et entre celles-ci (plaque 17). Ces particules opaques n'ont pas pu être observées dans le ciment pur. Toutefois, l'examen de la boue synthétique de la WES non traitée (plaque 18) a montré que celle-ci était constituée entièrement de particules opaques; ainsi, il semble que les particules de la boue synthétique de la WES sont physiquement encapsulées dans la matrice du déchet solidifié.

L'examen des produits de la solution synthétique du CTEU a également révélé la présence de certaines particules opaques, bien que les contaminants soient en solution dans le déchet brut.

La plupart des produits solidifiés n'ont pas été étudiés au microscope optique.

Tableau 33 Analyses aux rayons X à dispersion d'énergie

(a) Produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU

Code d'identification du participant industriel	Description de la cible de l'analyse	Autres pics
AAKC	Particule plate stratifiée	Cd
	Zone moyenne de 0,05 mm de diamètre	Cd, Cr
BABI	Sphère de cendre volante	Pb, Cl, Ti
	Squelette de diatomée	Pb, Cl, Cd
	Zone moyenne de 0,8 mm de diamètre	Pb, Cl, Cd
BAHE	Grain de forme irrégulière	Cd, Ti, Cr, Mn
	Zone moyenne de 1 mm de diamètre	
DEAI	Particule sphérique	Cl, Cd, Cr
	Particule à faces angulaires et pointues	
DEIF	Pas d'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie pour cet échantillon	
DGBF	Zone moyenne de 1,4 mm de diamètre	
EAFI	Zone moyenne de 0,6 mm de diamètre	Cl, K
	Grain de grande taille	Cl, K
EEBH	Petit grain rond	Cl, K
	Grain cristallin	Cl, K
	Grain cristallin allongé	Cl, K
EFBB	Grain ellipsoïde	Cl, Cd, K
	Particule rectangulaire allongée	Cl, Cd, K, Cr
	Cristal bien défini	
FAIG	Grain lisse arrondi	Pb, Cl, Cd, K
FCCI	Particule à faces angulaires	K
FFKK	Sphère de cendre ayant réagi	K
HDGF	Zone moyenne de 1 mm de diamètre	Cl, Ti
IGIF	Matériau liant à grains fins	K
	Particule ellipsoïde	Cl, Cd, K, Cr

Tableau 33 Analyses aux rayons X à dispersion d'énergie (suite)

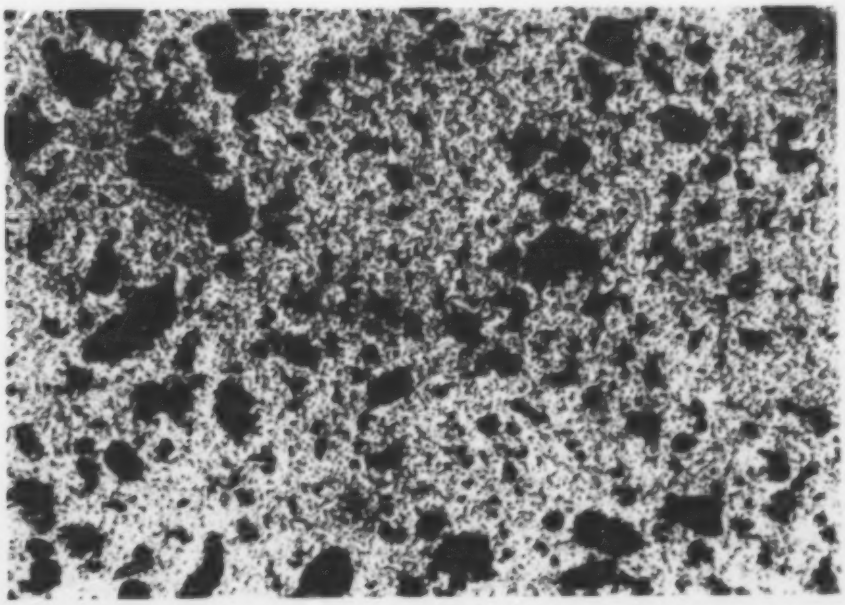
(b) Produits solidifiés de la boue synthétique de la WES

Code d'identification du participant industriel	Description de la cible de l'analyse	Autres pics
AIEI	Cristal stratifié en forme de plaque	
	Cristal stratifié en forme de plaque	Cr, Ni
AIKC	Pas d'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie pour cet échantillon	
BBIE	Pas d'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie pour cet échantillon	
BDGE	Cristal allongé avec faces pyramidales	Cr, Ni
BEDF	Pas d'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie pour cet échantillon	
DABB	Pas d'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie pour cet échantillon	
EAHK	Matrice totale	Cr, Ni, Na, K
	Matrice totale	Cr, Ni, Na, K
ECGH	Particule de boue encapsulée	Cr, Ni
GBAB	Particule de boue encapsulée	Cr, Ni
	Surface de particule de cendre volante	Cr, Ni
GBFB	Matériau peu cristallin	Cr, Ni
HGAB	Pas d'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie pour cet échantillon	
KEAH	Cristaux rectangulaires allongés	Cr, Ni
	Hydrate de silicate de calcium amorphe	Cr, Ni
KHEF	Pas d'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie pour cet échantillon	
KIAK	Particule de boue encapsulée	Cd, Cr, Ni
	Matrice entourant les particules de boue	Cd, Cr, Ni

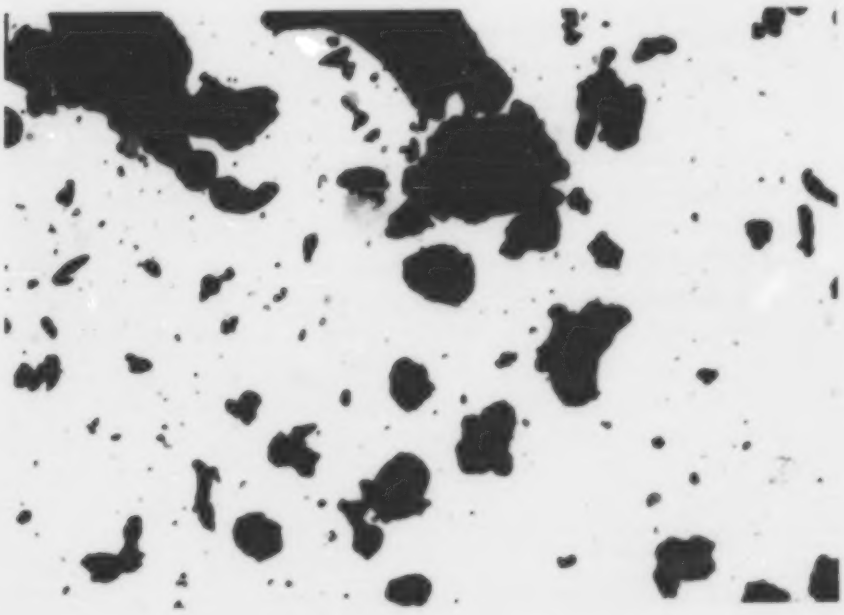
Tableau 33 Analyses aux rayons X à dispersion d'énergie (suite)

(c) Produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois

Code d'identification du participant industriel	Description de la cible de l'analyse	Autres pics
ADDI	Pas d'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie pour cet échantillon	
BIDA	Pas d'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie pour cet échantillon	
BKDE	Grosse particule de forme irrégulière	Cl, K
CDHB	Grain cristallin	Na, K
	Matrice totale, particule stratifiée	Cl, K
	Particule plate	Cl, K
DEDB	Matrice totale	Na, K, Cl
	Matrice totale	Na, K, Cl
DIDG	Cristal rectangulaire	Cl
	Cristal de gypse	
EIDA	Pas d'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie pour cet échantillon	
FDGI	Pas d'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie pour cet échantillon	
HBEG	Pas d'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie pour cet échantillon	
HIKH		Cl, K
		Cl
IAHE	Particule de cendre volante	Cl, K
	Particule ou cristal rectangulaire	Cl, K
KBKC	Particule de cendre volante	Cl, K
KGAH	Pas d'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie pour cet échantillon	



Plaque 17 Microscopie optique montrant des particules opaques (produit solidifié GBAB, X 40)



Plaque 18 Microscopie optique montrant des particules opaques dans la boue synthétique de la WES (× 100)

Section 6

Effets de la solidification

L'utilité d'un procédé de solidification dépend du niveau d'amélioration apporté par le procédé aux propriétés physiques et chimiques des déchets bruts. Dans les subdivisions qui suivent, nous traiterons des valeurs des propriétés physiques et chimiques mesurées dans les produits solidifiés et les comparerons dans la mesure du possible à celles des déchets bruts.

6.1 Propriétés physiques

Tous les produits solidifiés étudiés étaient des monolithes solides. Ainsi, le premier objectif de la solidification, c'est-à-dire la conversion d'un déchet liquide ou semi-liquide en un solide de manipulation plus facile, a été atteint dans tous les cas.

Compte tenu du fait que les ingrédients utilisés pour la solidification étaient apparemment similaires pour la plupart des produits, les densités des différents produits solidifiés étaient cohérentes.

On a relevé de plus grandes variations entre les produits solidifiés dans le cas de deux autres propriétés physiques, la masse volumique en vrac et la teneur en eau. Du point de vue de la manutention, les différences observées pour ces propriétés n'étaient pas importantes, mais elles se traduisent par des écarts considérables dans les porosités calculées des produits solidifiés. Bien que le tracé des corrélations entre les propriétés déborde le cadre du présent rapport, on peut supposer que les produits moins poreux ont une conductivité hydraulique plus faible et offrent une plus grande résistance à la lixiviation. La durabilité de la forme de déchet peut également être altérée par la teneur en eau et la porosité.

Les plages des facteurs de changement de poids et de volume calculées pour les différents procédés de solidification étaient larges. Ces facteurs ont un impact important sur le coût d'un procédé de solidification à cause des coûts des ingrédients de solidification, du transport et de l'espace dans un site d'enfouissement. Aucune évaluation économique n'a été effectuée pour les procédés de solidification examinés dans la présente étude, mais l'aspect économique revêt, bien entendu, une grande importance pour la plupart des producteurs de déchets et doit être pris en considération lors de l'évaluation d'un procédé de solidification.

Les mesures de la conductivité hydraulique variaient de quatre ordres de grandeur, avec toutefois une précision peu satisfaisante. Cependant, la conductivité hydraulique maximale enregistrée, pour tous les produits solidifiés, était de 3×10^{-6} m/s. Cette valeur se situe dans la gamme des conductivités d'un sable silteux, un milieu dont les caractéristiques de drainage sont relativement faibles, mais qui est 1 000 fois plus perméable que l'argile. L'élimination d'un déchet dans un milieu de conductivité hydraulique plus faible peut se traduire par l'écoulement de l'eau souterraine dans le déchet. Les conséquences d'un tel flux d'eau souterraine sur la lixiviation ont été décrites par Côté et Bridle (1987).

La résistance à la compression sans étreinte latérale des différents produits solidifiés s'est avérée très variable. Pour l'élimination dans un site d'enfouissement, les déchets doivent

seulement être assez résistants pour supporter le poids de la surcharge et de l'équipement de terrassement sans perdre leur intégrité structurale. Bien que l'extrémité inférieure de la plage des valeurs observées ne soit pas conforme à la valeur de 50 psi (345 kPa) suggérée par l'EPA (1986), le produit solidifié ayant la résistance à la compression sans étreinte latérale la plus élevée est aussi résistant que le béton. Si l'on considère que la valeur médiane de la résistance à la compression sans étreinte latérale était de 1 760 kPa (255 psi), on voit que la majorité des produits solidifiés testés étaient suffisamment résistants pour être éliminés dans un site d'enfouissement.

Les produits solidifiés ont montré de grandes différences en ce qui concerne leur capacité de résister à des cycles d'altération par gel-dégel ou par mouillage-séchage. Certains produits solidifiés se sont désagrégés après un cycle, mais la plupart ont résisté aux 12 reprises du cycle de gel-dégel, et presque trois quarts des produits ont résisté aux 12 reprises du cycle de mouillage-séchage. La plupart des scénarios d'élimination comprennent la protection du déchet des cycles naturels de gel-dégel et de mouillage-séchage mais, du fait que les sites d'enfouissement sont d'ordinaire en exploitation pendant plusieurs années avant qu'ils ne soient isolés de l'atmosphère, il est souhaitable que les déchets solidifiés puissent résister dans une certaine mesure aux éléments naturels. L'importance de la résistance aux cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage dépend de la situation géographique.

6.2 Propriétés chimiques

6.2.1 Extraction à l'équilibre

La technique d'extraction à l'équilibre n'a pas pu être appliquée à la solution synthétique du CTEU, car les contaminants étaient en solution. Le tableau 34 illustre les résultats de l'application de la procédure d'extraction à l'équilibre aux déchets bruts et indique également les concentrations médianes obtenues par cette méthode pour les produits solidifiés (d'après le tableau 22).

On trouvera dans les subdivisions ci-dessous l'étude comparative des résultats de l'extraction à l'équilibre pour les déchets bruts et les produits solidifiés.

Solution synthétique du CTEU. Compte tenu du fait que le pH médian de l'extrait de tous les produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU était de 12, la solubilité des contaminants métalliques était faible. Les concentrations médianes dans les extraits étaient inférieures à 1 mg/L dans le cas de l'arsenic, du cadmium, du chrome et du plomb, ce qui constitue incontestablement une amélioration par rapport à la présence des métaux en solution dans le déchet brut. Plusieurs procédés de solidification semblent avoir fixé le phénol dans une faible mesure, mais la concentration dans l'extrait de la plupart des produits solidifiés était élevée, avec une valeur médiane de 310 mg/L.

Boue synthétique de la WES. Les extraits de tous les produits solidifiés de la boue synthétique de la WES ainsi que le déchet brut avaient un pH d'environ 12 et les concentrations médianes de cadmium, de chrome et de nickel étaient inférieures à 0,1 mg/L dans les extraits des produits solidifiés et du déchet brut. Toutefois, dans le cas du mercure, la concentration médiane était de 1 mg/L dans les extraits des produits solidifiés mais de 33 mg/L dans les extraits du déchet brut. Ainsi, la solidification semble avoir amélioré la fixation du mercure.

Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium. Pour les produits solidifiés de la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium, les pH des extraits étaient quelque peu inférieurs

Tableau 34 Résumé des concentrations mesurées au moyen de l'extraction à l'équilibre dans les déchets bruts

Déchet brut	Paramètre	Nombre d'échantillons	Concentration dans l'extrait (mg/L) Moyenne du déchet brut	Plage du déchet brut			Médiane du produit solidifié
Solution synthétique du CTEU*	pH	-	-	-			12,0
	Arsenic	-	-	-			0,25
	Cadmium	-	-	-			0,010
	Chrome	-	-	-			0,11
	Plomb	-	-	-			0,47
	Phénol	-	-	-			310
Boue synthétique de la WES	pH	4	12,2	11,9	à	13,5	12,1
	Cadmium	4	ND		<0,004		0,0014
	Chrome	4	0,14	0,04	à	0,46	0,083
	Nickel	4	ND		<0,04		0,022
	Mercure	4	33	28,3	à	39	1,2
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	pH	6	7,3	7,1	à	7,6	11,2
	Arsenic	4	0,020	0,01	à	0,138	0,0018
	Chrome	4	ND	<0,016	à	0,07	0,28
	Plomb	4	ND		<0,012		0,018
	Thallium	4	ND		<0,12		-
	Cyanure total	4	0,18	0,103	à	0,306	11,9
Sédiment de dragage	pH	2	7,7		7,7		11,9
	Chrome	4	ND		<0,016		0,048
	Cuivre	4	ND	<0,008	à	0,009	1,1
	Plomb	4	ND		<0,12		0,034
	Mercure	4	0,001	0,0003	à	0,003	0,00034
	Zinc	4	ND		<0,01		0,059
	Biphényles polychlorés	5	ND		<0,001		-
	Carbone organique total	5	26	17,8	à	30,9	251
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	pH	6	4,4	4,1	à	5,1	11,7
	Arsenic	4	0,016	0,006	à	0,044	0,0013
	Plomb	4	ND		<0,12		0,0068
	Mercure	4	0,0027	0,00006	à	0,08	0,00018
	Pentachlorophénol	4	161	17,3	à	3576	97
	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	4	ND		<0,23		-
	Carbone organique total	2	389	347	à	436	442

Remarques : ND = non détecté.
* L'extraction à l'équilibre n'a pas été effectuée pour ce déchet étant donné que les contaminants étaient en solution.

à ceux des produits solidifiés des deux déchets synthétiques, mais le pH de tous les produits solidifiés était néanmoins supérieur à 8,6, tandis qu'il était neutre dans l'extrait du déchet brut. Les concentrations de chrome, de plomb et de thallium étaient inférieures au seuil de détection dans les extraits du déchet brut. Dans les extraits des produits solidifiés, le chrome était supérieur au niveau de détection, mais sa concentration était néanmoins très faible; les concentrations de plomb et de thallium étaient pour la plupart inférieures au seuil de détection. La concentration médiane de l'arsenic dans les produits solidifiés était d'un ordre de grandeur plus faible que sa concentration dans l'extrait du déchet brut; toutefois, pour ce déchet, une telle différence ne peut être attribuée uniquement à l'effet de la dilution. Dans le cas du cyanure, la concentration mesurée dans l'extrait du déchet brut était inférieure aux concentrations mesurées dans les extraits des produits solidifiés. Il est possible qu'une plus grande partie du cyanure se soit volatilisée de l'extrait du déchet brut à pH 7 que des extraits des produits solidifiés dont le pH est plus élevé. D'une manière

générale, il semble que la solidification n'a pas amélioré de manière significative la fixation chimique des contaminants.

Sédiment de dragage. Bien que la valeur médiane du pH dans les extraits des produits solidifiés du sédiment de dragage soit proche de 12, le pH le plus bas enregistré était de 7. Le pH du déchet brut était également neutre. Les concentrations médianes de chrome, de plomb et de zinc dans les extraits des produits solidifiés étaient inférieures à 0,1 mg/L, mais étaient inférieures au seuil de détection dans les extraits du déchet brut. D'autre part, la concentration médiane de cuivre, de 1 mg/L dans les extraits des produits solidifiés, était inférieure au seuil de détection dans les extraits du déchet brut. Toutefois, dans le cas du mercure, la concentration médiane dans les extraits des produits solidifiés était d'un ordre de grandeur inférieur à sa concentration de 0,001 mg/L dans l'extrait du déchet brut. Les concentrations de biphényles polychlorés dans les extraits des déchets bruts et solidifiés étaient également inférieures au seuil de détection, mais la concentration médiane de carbone organique total était de 250 mg/L dans l'extrait des produits solidifiés et de 26 mg/L seulement dans l'extrait du déchet brut. La solidification semble avoir accru la solubilité de tous les contaminants autres que le mercure, bien que les concentrations dans les extraits soient restées faibles. L'augmentation de la solubilité des métaux peut avoir comme origine l'augmentation du pH au-delà de la plage de solubilité minimale ou de l'oxydation du déchet (Steneker *et al.*, 1987).

Sol contaminé par une solution de préservation du bois. Le pH médian des extraits des produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois était de près de 12, tandis que le pH le plus bas qui ait été enregistré était de 4,6, valeur très proche de celle du pH de l'extrait du déchet brut. Les concentrations des métaux, soit l'arsenic, le plomb et le mercure, étaient très faibles dans l'extrait de déchet brut (<0,1 mg/L) et inférieures d'environ un ordre de grandeur dans les extraits des produits solidifiés. Les concentrations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques étaient inférieures au seuil de détection dans les extraits du déchet brut et des produits solidifiés, tandis que la concentration médiane du carbone organique total était similaire pour l'extrait de déchet brut et les extraits des produits solidifiés. D'après la plage des concentrations observée, on peut voir que certains procédés de solidification semblent avoir causé une légère diminution de la solubilité du pentachlorophénol, bien que la concentration médiane enregistrée pour les extraits des produits solidifiés soit similaire à la concentration mesurée dans l'extrait du déchet brut.

6.2.2 Essai de lixiviation TCLP de l'EPA

Le tableau 35 illustre les résultats de l'application de l'essai de lixiviation TCLP aux déchets bruts ainsi que les concentrations médianes produites par l'application de la procédure aux produits solidifiés (d'après le tableau 24). Il a été impossible d'appliquer la procédure à la solution synthétique du CTEU, car les contaminants étaient en solution.

Les résultats de l'essai de lixiviation TCLP dans le cas des produits solidifiés ont été comparés avec les résultats obtenus avec le déchet brut. De plus, compte tenu du fait que la procédure est un essai réglementaire, les concentrations des contaminants mesurées dans les lixiviats pour le déchet brut et les produits solidifiés ont été comparées aux seuils réglementaires de ces contaminants pour la procédure. Ces seuils figurent également au tableau 35.

Tableau 35 Résumé des concentrations mesurées au moyen de l'essai de lixiviation TCLP dans les déchets bruts

Déchet brut	Paramètre	Nombre d'échantillons	Concentration dans l'extrait (mg/L)					Taux réglementaire (mg/L)
			Moyenne du déchet brut	Plage du déchet brut			Médiane du produit solidifié	
Solution synthétique du CTEU*	pH	-	-	-			9,9	-
	Arsenic	-	-	-			0,17	5,0
	Cadmium	-	-	-			0,099	1,0
	Chrome	-	-	-			0,12	5,0
	Plomb	-	-	-			0,046	5,0
	Phénol	-	-	-			43,9	14,4
Boue synthétique de la WES	pH	3	5,7	5,5	à	6,1	10,1	-
	Cadmium	3	ND	<0,004	à	0,209	-	1,0
	Chrome	3	ND	<0,016	à	0,831	0,052	5,0
	Nickel	3	ND	<0,04	à	0,096	0,34	-
	Mercure	3	2,8	0,923	à	5,3	0,51	0,2
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	pH	2	5,6			5,6	8,7	-
	Arsenic	2	0,001			0,001	0,0017	5,0
	Chrome	2	0,55	0,5	à	0,6	-	5,0
	Plomb	2		0,003	à	0,005	-	5,0
	Thallium	2	ND			<0,05	-	-
	Cyanure total	2	0,12	0,11	à	0,125	7,0	-
Sédiment de dragage	pH	1	5,0	-			7,8	-
	Chrome	1	0,09	-			0,020	5,0
	Cuivre	1	0,019	-			0,31	-
	Plomb	1	ND			<0,01	-	5,0
	Mercure	1	0,0006	-			0,0065	0,2
	Zinc	1	0,238	-			0,16	-
	Biphényles polychlorés	1	ND			<0,00006	-	-
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	pH	3	4,6	4,4	à	4,9	8,1	-
	Arsenic	3	0,0045	0,002	à	0,0077	-	5,0
	Plomb	3	ND			<0,12	0,011	5,0
	Mercure	3	0,011	0,0076	à	0,021	-	0,2
	Pentachlorophénol	3	33,7	0,021	à	6 550	28	3,6
	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	3	ND			<1,2	-	-

Remarques : ND = non détecté.
* L'extraction à l'équilibre n'a pas été effectuée pour ce déchet étant donné que les contaminants étaient en solution.

Solution synthétique du CTEU. Les lixiviats des produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU avaient un pH médian de 10, avec une plage des pH observés plus large que celle enregistrée par extraction à l'équilibre, à cause des capacités différentes des produits solidifiés de neutraliser l'addition d'acide que comporte l'essai de lixiviation TCLP. Les concentrations médianes d'arsenic et de cadmium étaient toutes inférieures à 1 mg/L mais, ici encore, les plages des valeurs observées étaient plus vastes du fait de la plage plus large des pH des lixiviats. La concentration médiane de phénol dans les extraits était de 44 mg/L. Cette valeur est inférieure à celle obtenue par extraction à l'équilibre du fait de la dilution par un rapport liquide-solide plus élevé dans l'essai de lixiviation TCLP.

Les concentrations médianes de tous les métaux dans les lixiviats des produits solidifiés étaient inférieures aux seuils réglementaires. Dans le cas du chrome et du plomb, les concentrations des lixiviats de tous les produits solidifiés étaient inférieures aux seuils réglementaires; cependant, dans le cas de l'arsenic et du cadmium, certaines

concentrations étaient supérieures à ces seuils. Compte tenu du fait que la concentration de phénol dans la plupart des lixiviats était supérieure au seuil réglementaire, la plupart des produits solidifiés ont donc conservé leurs caractéristiques toxiques après solidification.

Pour les produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU, la solubilité des contaminants était indiscutablement fonction du pH de l'extrait. La capacité du déchet de neutraliser l'addition d'acide est, par conséquent, une caractéristique primordiale pour la fixation des métaux.

Boue synthétique de la WES. Dans le cas des lixiviats obtenus par l'essai de lixiviation TCLP pour la boue brute de la WES, le pH moyen était de 6. En dépit de la faible valeur du pH, les concentrations de cadmium, de chrome et de nickel étaient inférieures à 1 mg/L, tandis que la concentration de mercure était d'environ 3 mg/L. En comparaison, pour les lixiviats de tous les produits solidifiés, la valeur médiane du pH était de 10. La plupart des concentrations de cadmium et de nickel étaient inférieures au seuil de détection et les concentrations médianes de chrome et de mercure étaient inférieures à 1 mg/L.

Aucun seuil n'est spécifié pour le nickel dans le protocole de TCLP, mais les concentrations médianes de cadmium et de chrome étaient inférieures aux seuils réglementaires relativement aux produits solidifiés et au déchet brut, bien que l'on ait enregistré des concentrations de chrome supérieures au seuil dans le cas de quelques produits solidifiés. Les concentrations de mercure étaient supérieures au seuil réglementaire dans le lixiviat du déchet brut et dans ceux de la plupart des produits solidifiés, mais il semble que seulement quelques procédés de solidification aient réussi à réduire les niveaux de tous les contaminants sous le seuil réglementaire spécifié pour l'essai de lixiviation TCLP.

Pour ce déchet, la nette dépendance de la solubilité des métaux vis-à-vis du pH n'a pas été mise en évidence. Compte tenu du fait qu'il s'agissait d'une boue relativement vieille, elle était fortement cristalline (se reporter également à la sous-section 5.3), ce qui a pu diminuer la solubilité des métaux à pH faible.

Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium. L'essai de lixiviation TCLP a permis d'enregistrer dans le cas du lixiviat du déchet brut un pH de 5,6, tandis que le pH médian des lixiviats des produits solidifiés était de 8,7. Les concentrations de métaux étaient inférieures à 1 mg/L dans les lixiviats du déchet brut et étaient indétectables dans la plupart des lixiviats des déchets solidifiés. La concentration moyenne de cyanure mesurée dans les lixiviats du déchet brut était de 0,1 mg/L, tandis que la concentration médiane des lixiviats des déchets solidifiés était de 7 mg/L; cette différence peut s'expliquer par une plus grande volatilisation du cyanure dans l'extrait de déchet brut à faible pH.

Les seuils réglementaires de thallium et de cyanure ne sont pas spécifiés dans l'essai de lixiviation TCLP. En se fondant sur une comparaison des niveaux des lixiviats avec les seuils réglementaires pour l'arsenic, le chrome et le plomb, on constate que ni le déchet brut ni les produits solidifiés n'ont démontré de caractéristiques toxiques.

Sédiments de dragage. Grâce à l'essai de lixiviation TCLP, on a enregistré pour les lixiviats du déchet brut un pH de 5,0, tandis que le pH médian des lixiviats des produits solidifiés était égal à 7,8. Les concentrations médianes de métaux étaient inférieures à 1 mg/L dans les lixiviats des produits solidifiés et du déchet brut, tandis que les

concentrations de biphényles polychlorés étaient toutes inférieures au seuil de détection.

Les seuils réglementaires de cuivre et de zinc ne sont pas spécifiés dans l'essai de lixiviation TCLP. Ici encore, en se fondant sur une comparaison des seuils et des niveaux dans les lixiviats de chrome, de plomb, de mercure et de biphényles polychlorés, ni le déchet brut ni les produits solidifiés ne présentaient de lixiviat toxique.

L'augmentation de la solubilité des contaminants présents dans les produits solidifiés des sédiments de dragage, par rapport à celle dans le déchet brut, qui était apparente dans le cas de l'extraction à l'équilibre, n'a pas pu être mise en évidence dans la plupart des produits solidifiés par l'essai de lixiviation TCLP, à l'exception de certains d'entre eux.

Sol contaminé par une solution de préservation du bois. Dans le cas des produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois, le pH médian du lixiviat obtenu grâce à l'essai de lixiviation TCLP était de 8,1 et de 4,6 pour le déchet brut. Les concentrations d'arsenic, de plomb, de mercure et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques étaient inférieures à 0,1 mg/L dans les lixiviats du déchet brut et inférieures au seuil de détection dans la majorité des lixiviats des produits solidifiés. La concentration médiane de pentachlorophénol dans les lixiviats du déchet solidifié se chiffrait à 28 mg/L, et la concentration moyenne de pentachlorophénol dans le lixiviat de déchet brut s'élevait à 34 mg/L. Ainsi, la plupart des produits solidifiés et le déchet brut avaient des lixiviats toxiques, si l'on considère le seuil réglementaire de pentachlorophénol.

6.2.3 Capacité de neutralisation de l'acide.

La capacité de neutralisation de l'acide a été mesurée uniquement dans le cas des produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU et de la boue synthétique de la WES. L'examen des courbes de titration tracées pour les différents produits solidifiés a montré que la quantité d'acide nécessaire pour diminuer le pH de l'extrait à environ 9 (au point où de nombreux hydroxydes métalliques commencent à devenir plus solubles) varie de 2 à 10 méq par gramme de déchet sec. À titre de comparaison, on peut calculer que 1 kg de produit solidifié ayant une capacité de neutralisation de l'acide de 2 méq/g peut neutraliser 2 000 L d'eau souterraine ayant un pH de 3. Par conséquent, il semble que même les produits solidifiés ayant la capacité de neutralisation d'acide observée la plus faible peuvent en principe neutraliser de grandes quantités de solution lixiviante acide, avant que le pH de l'eau des pores n'atteigne un niveau où les hydroxydes métalliques seront dissous.

6.2.4 Extraction chimique séquentielle.

Le tableau 36 indique les résultats de l'application de la procédure d'extraction chimique séquentielle aux déchets bruts ainsi que les valeurs médianes des pourcentages extraits dans chaque fraction des produits solidifiés (d'après le tableau 27). Cette méthode d'essai n'a pas pu être appliquée à la solution synthétique du CTEU, car les contaminants étaient en solution.

En dépit de la faiblesse de la reproductibilité de la méthode (dans le sens où aucune différence entre les produits solidifiés n'a pu être observée), l'étude des pourcentages de contaminants extraits dans les fractions de l'extraction chimique séquentielle des déchets bruts et des déchets solidifiés montre certaines tendances par rapport à la distribution des contaminants dans les différentes fractions. Celles-ci sont traitées

Tableau 36 Résumé des contaminants, exprimés en %, calculés à partir des fractions obtenues par extraction chimique séquentielle pour les déchets bruts

Déchet brut	Paramètre	Fraction	Nombre d'échantillons	Pourcentage dans la fraction	
				Moyenne du déchet brut	Médiane du produit solidifié
Solution synthétique du CTEU	*	-	-	-	-
Boue synthétique de la WES	Cadmium	A	2	0,005	0,11
		B	2	114,2	5,6
		C	2	2,11	82
		D	2	0,045	1,7
		E	2	0,0	0,13
		Total	2	116	132
	Chrome	A	2	0,055	0,099
		B	2	115,6	9,9
		C	2	2,2	107
		D	2	0,04	2,7
		E	2	0,01	0,49
		Total	2	118	138
	Nickel	A	2	0,0	0,089
		B	2	105,7	2,2
		C	2	2,0	123
		D	2	0,035	2,4
		E	2	0,0	0,28
		Total	2	108	129
	Mercure	A	2	1,5	0,57
		B	2	64,7	6,0
		C	2	19,0	17,8
		D	2	14,9	26
		E	2	0,17	3,3
		Total	2	101	118
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Arsenic	A	2	1,4	0,82
		B	2	0,87	5,5
		C	2	0,7	28
		D	2	0,96	17
		E	2	70,0	20
		Total	2	74	58
	Chrome	A	2	0,065	0,51
		B	2	46,7	41
		C	2	19,0	33
		D	2	39,6	6,6
		E	2	23,4	8,2
		Total	2	129	105
	Plomb	A	2	0,07	-
		B	2	0,78	47
		C	2	0,49	19
		D	2	0,07	2,0
		E	2	9,4	36
		Total	2	11	186
	Thallium	A	2	0,0	-
		B	2	0,0	-
		C	2	0,0	-
		D	2	0,0	-
		E	2	0,0	-
		Total	2	0	0
Sédiment de dragage	Chrome	A	2	0,36	-
		B	2	23,6	31
		C	2	23,2	53
		D	2	12,0	17
		E	2	7,4	44
		Total	2	66	151
	Cuivre	A	2	3,0	8,1
		B	2	2,0	41
		C	2	17,9	41
		D	2	29,3	45
		E	2	12,1	41
		Total	2	64	171
	Plomb	A	2	0,025	-
		B	2	88,8	79
		C	2	31,5	77
		D	2	3,4	11
		E	2	6,2	37
		Total	2	130	148
	Zinc	A	2	3,2	-
		B	2	38,2	55
		C	2	20,5	23
		D	2	7,9	7,1
		E	2	7,4	19
		Total	2	77	113

* L'extraction chimique séquentielle n'a pas été appliquée à ce déchet car les contaminants étaient en solution.

pour les produits solidifiés de chaque type de déchet brut.

Les fractions A et B de l'extraction séquentielle représentent respectivement la fraction pouvant être extraite par échange d'ions et la fraction extractible par une solution tampon de pH 5. On a émis l'hypothèse selon laquelle la quantité de contaminants mesurée dans ces fractions constitue le pourcentage de contaminant qui est en fin de compte disponible pour la lixiviation dans les conditions les plus rigoureuses susceptibles d'être rencontrées dans un site d'enfouissement isolé (c'est-à-dire une décharge à zone unique par opposition à un site d'enfouissement protégé doté d'une barrière artificielle) (Kramer *et al.*, 1988). Le pourcentage de contaminants de la fraction C peut être disponible dans les conditions les plus rigoureuses et les plus réductrices d'élimination commune avec les déchets solides municipaux. Ainsi, le pourcentage de contaminants des fractions D et E est en majorité non disponible pour la lixiviation. Il convient de garder à l'esprit cette interprétation des résultats de l'extraction chimique séquentielle lors de l'étude des résultats obtenus dans la présente étude.

Solution synthétique du CTEU. Pour la plupart des produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU, plus de 90 % des quatre métaux (arsenic, cadmium, chrome et plomb) ont été retrouvés dans les fractions B et C; la fraction B contenait un peu plus de ces contaminants. La fraction A contenait en général moins de 1 % de ces contaminants et le restant était réparti entre les fractions D et E. Comme les contaminants étaient à l'origine en solution, la solidification a considérablement amélioré leur spéciation.

Boue synthétique de la WES. Dans le cas de la boue synthétique non traitée de la WES, le cadmium, le chrome et le nickel se sont retrouvés presque exclusivement dans la fraction B; plus de 60 % du mercure se trouvait dans la fraction B et les autres contaminants étaient principalement dans les fractions C et D.

Cependant, dans les produits solidifiés, les pourcentages médians de cadmium, de chrome et de nickel indiquent que la majorité de ces contaminants se trouvait dans la fraction C, tandis que le mercure se retrouvait dans les fractions C et D. Pour ces produits solidifiés, d'une manière générale, la solidification semble avoir amélioré la spéciation des métaux par rapport à leur spéciation dans le déchet brut; de plus, les métaux semblent être en général non disponibles pour la lixiviation dans l'hypothèse d'un site d'enfouissement isolé.

Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium. Dans la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium non traitée, la plus grande partie de l'arsenic se retrouvait dans la fraction E, tandis que le chrome était réparti entre les fractions B, C, D et E. Les concentrations de plomb étaient très faibles et celle du thallium était inférieure au seuil de détection.

Les valeurs médianes des pourcentages dans chaque fraction, dans le cas des produits solidifiés, montrent que l'arsenic est réparti entre les fractions C, D et E; le chrome est présent principalement dans les fractions B et C et le plomb se retrouve dans les fractions B, C et E. Dans ce cas, il semble que la solidification ait eu pour effet une nouvelle spéciation de certains des contaminants et, dans certains cas, une augmentation de leur disponibilité pour la lixiviation.

Sédiment de dragage. Dans le cas du sédiment de dragage non traité, le chrome était principalement réparti entre les fractions B, C et D, le cuivre entre les

fractions C, D et E tandis que le plomb ainsi que le zinc étaient présents dans les fractions B et C.

Les pourcentages médians obtenus dans chaque fraction pour les déchets solidifiés indiquent que les quatre métaux étaient tous répartis entre les fractions B, C, D et E. Dans ce cas également, la solidification semble avoir entraîné une nouvelle spéciation de certains des contaminants, bien que leur disponibilité pour la lixiviation n'ait pas nécessairement diminué.

6.2.5 Essai de lixiviation dynamique

L'essai de lixiviation dynamique n'a été effectué pour aucun des déchets bruts, car il n'est applicable qu'aux échantillons monolithiques.

Le coefficient de diffusion apparente mesuré dans l'essai de lixiviation dynamique est une fonction du coefficient de diffusion moléculaire du contaminant, de la tortuosité de la matrice et du confinement chimique du contaminant. Ainsi, cet essai permet de mesurer le retard de lixiviation aux plans physique et chimique. La mobilité du contaminant est une fonction du coefficient de diffusion apparente; plus le coefficient de diffusion est faible, moins le contaminant est mobile. L'indice de lixiviabilité étant le logarithme négatif du coefficient de diffusion, plus l'indice de lixiviabilité est élevé, moins le contaminant est mobile.

Les coefficients de diffusion moléculaire des composés en solution pure sont d'ordinaire de l'ordre de 10^{-5} cm^2/s, ils ont donc un indice de lixiviabilité de 5. L'indice de lixiviabilité d'un contaminant dans un déchet non traité serait supérieur à cette valeur, à cause de la contribution des effets d'autres solutés et matériaux solides présents dans le déchet. Toutefois, on peut comparer les indices de lixiviabilité déterminés pour les contaminants dans les produits solidifiés (se reporter au tableau 9) avec ce chiffre pour estimer l'amélioration de l'immobilisation obtenue par solidification. On trouvera ci-dessous une discussion de la mobilité des contaminants enregistrée pour les produits solidifiés des trois types de déchets testés par cette méthode.

Solution synthétique du CTEU. Les indices de lixiviabilité de l'arsenic, du cadmium, du chrome, du plomb et du phénol variaient de quatre à cinq ordres de grandeur pour les différents produits solidifiés. Les indices de lixiviabilité médians mesurés pour les quatre métaux étaient supérieurs à 12, mais l'indice de lixiviabilité médian du phénol n'était que de 7,7. Dans plusieurs cas, les concentrations de cadmium, de chrome ou de plomb étaient inférieures au seuil de détection dans le lixiviat, ce qui indiquait également une mobilité des contaminants très faible (c'est-à-dire un indice de lixiviabilité élevé).

Il semble que la mobilité des métaux ait été considérablement réduite; toutefois, la mobilité du phénol n'a diminué que légèrement (par rapport à son coefficient de diffusion moléculaire) dans la majorité de ces produits solidifiés.

Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium. Les indices de lixiviabilité observés pour les différents contaminants s'étalaient sur environ quatre ordres de grandeur. L'indice de lixiviabilité médian du chrome était de 11,6, celui du plomb de 9,1 et celui du cyanure de 8,4 seulement. Les concentrations d'arsenic et de thallium étaient inférieures au seuil de détection dans les lixiviats; toutefois, pour ce type de déchet, l'explication réside probablement dans la faible concentration d'origine plutôt que dans l'efficacité de l'immobilisation.

Encore une fois, il semble que l'immobilisation des métaux ait été plus

efficace que celle du cyanure. Les faibles indices de lixiviabilité enregistrés pour le plomb sont probablement un artéfact dû à la faible concentration d'origine de ce contaminant dans les produits solidifiés (Stegemann et Côté, 1989).

Sol contaminé par une solution de préservation du bois. L'indice de lixiviabilité médian du pentachlorophénol était de 8,5, les valeurs observées variant de trois ordres de grandeur. Il s'agissait de la même plage que celle des indices de lixiviabilité des composés organiques dans les deux autres types de déchets; le pentachlorophénol semblait également plus mobile que les contaminants métalliques.

6.3 Propriétés micromorphologiques

On trouvera au tableau 37 une interprétation globale préliminaire des caractéristiques des produits solidifiés observées par diffraction aux rayons X, par microscopie électronique à balayage avec analyse aux rayons X à dispersion d'énergie et par microscopie optique, pour les trois types de déchets étudiés à l'aide de ces techniques. Compte tenu du fait que toutes ces techniques comprenaient l'examen d'échantillons de taille infinitésimale, on ne considérera pas les conclusions tirées pour chaque produit solidifié comme étant définitives.

Tableau 37 Conclusions dérivées de la caractérisation micromorphologique

Code d'identification du participant industriel	Composants possibles du liant	Association des contaminants avec la matrice
Produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU		
AAKC	Gypse Ciment alumineux	Métaux lourds en solution solide avec gypse
BABI	Ciment Portland Cendres volantes, type C Terres de diatomées	Métaux uniformément distribués, adsorbés à cendres volantes et diatomées
BAHE	Argile	Légère réaction du phénol avec le liant
DEAI	Ciment Portland Gypse Laitier de haut fourneau	Métaux uniformément distribués, adsorbés à la surface des cendres volantes
DEIF	Ciment Portland	Inconnue
DGBF	Remplissage de quartz Ciment Portland	Métaux uniformément distribués
EAFI	Ciment Portland Cendres volantes, type C	Métaux incorporés à la structure cristalline
EEBH	Ciment Portland Cendres volantes, type F	Métaux uniformément distribués
EFBB	Ciment Portland Cendres volantes, type F Gypse	Métaux uniformément distribués
FAIG	Ciment Portland Cendres volantes, type F	Métaux uniformément distribués
FCCI	Ciment Portland	Métaux uniformément distribués
FFKK	Ciment Portland Cendres volantes, type C	Métaux uniformément distribués
HDGF	Ciment Portland Cendres volantes Gypse Charge de quartz ?	Métaux uniformément distribués
IGIF	Ciment Portland Charge de quartz ?	Métaux associés au remplissage de quartz

Tableau 37 Conclusions dérivées de la caractérisation micromorphologique (suite)

Code d'identification du participant industriel	Composants possibles du liant	Association des contaminants avec la matrice
Produits solidifiés de la boue synthétique de la WES		
AIEI	Ciment Portland Gypse ?	Nouvelle spéciation des contaminants par rapport à la boue
AIKC	Ciment Portland Cendres volantes, type F	Boue ayant peu réagi dans la matrice
BBIE	Ciment Portland Sable	Boue ayant peu réagi dans la matrice
BDGE	Chaux Gypse	Boue ayant peu réagi dans la matrice, mais certains contaminants dans $CaSO_4$
BEDF	Ciment Portland Cendres volantes, type F	Boue ayant peu réagi dans la matrice
DABB	Ciment Portland Cendres volantes, type F Gypse	Boue ayant peu réagi dans la matrice
EAHK	Ciment Portland Cendres volantes, type F K, Na, Cl?	Boue ayant peu réagi dans la matrice
ECGH	Ciment Portland Cendres volantes, type F Gypse	Partie de la boue n'ayant pas réagi dans la matrice, légère interaction des contaminants avec le liant
GBAB	Ciment Portland Cendres volantes, type F	Partie de la boue n'ayant pas réagi dans la matrice, légère interaction des contaminants avec le liant
GBFB	Ciment Portland	Partie de la boue n'ayant pas réagi dans la matrice, légère interaction des contaminants avec le liant
HGAB	Ciment Portland Cendres volantes, type C	Partie de la boue n'ayant pas réagi dans la matrice, légère interaction des contaminants avec le liant
KEAH	Ciment Portland Cendres volantes, type C	Boue ayant peu réagi dans la matrice
KHEF	Ciment Portland	Boue ayant peu réagi dans la matrice
KIAK	Ciment Portland	Boue ayant peu réagi dans la matrice

Tableau 37 Conclusions dérivées de la caractérisation micromorphologique (suite)

Code d'identification du participant industriel	Composants possibles du liant	Association des contaminants avec la matrice
Produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois		
ADDI	Ciment Portland	Inconnue
BIDA	Ciment Portland	Inconnue
BKDE	Ciment Portland Cendres volantes, type F?	Inconnue
CDHB	Ciment Portland Gypse	PCP principalement microencapsulé
DEDB	Na, K, Cl?	Interaction du PCP avec le liant
DIDG	Gypse	PCP pas dans le gypse
EIDA	Inconnu (pas du ciment Portland)	Inconnue
FDGI	Ciment Portland Cendres volantes, type F	Inconnue
HBEG	Inconnu	Inconnue
HIKH	Polymères Gypse	Certaines interactions du PCP avec le liant
IAHE	Ciment Portland Cendres volantes, type F Gypse	Certaines interactions du PCP avec le liant
KBKC	Cendres volantes, type C Ciment Portland Gypse	Certaines interactions du PCP avec le liant
KGAH	Inconnu	Inconnue

Remarque : PCP = pentachlorophénol

Conclusions et recommandations

On trouvera ci-dessous, pour chaque essai, un résumé de l'évaluation de l'utilité des mesures et du niveau significatif des résultats dans la présente étude.

Pour chaque propriété, on prend également en considération la plage des valeurs observées obtenue pour les différents produits solidifiés par rapport à la reproductibilité interlaboratoire de la méthode. Dans les cas pour lesquels cette plage de valeurs était étroite ou lorsque la variabilité interlaboratoire était élevée, un test peut ne pas avoir permis de différencier les divers produits solidifiés. Toutefois, les observations de ce type n'excluent pas l'utilité de l'essai pour d'autres objectifs que la distinction entre différents produits solidifiés ou lorsqu'il n'est pas primordial d'avoir un degré élevé de précision.

Bien que la variabilité interlaboratoire ait été fréquemment supérieure à la variabilité intralaboratoire, cette dernière est plus représentative de la variabilité intrinsèque de la méthode. Par conséquent, on a utilisé la variabilité intralaboratoire pour calculer le nombre de répétitions recommandé pour obtenir la précision désirée.

7.1 Déchets bruts

Les analyses de prélèvements de déchets et d'échantillons de déchets composites, répétées dans le même laboratoire et dans différents laboratoires, ont montré que les variabilités interlaboratoires et intralaboratoires étaient similaires et que les déchets étaient homogènes.

Les coefficients de variation étaient inférieurs à 50 % pour tous les contaminants dont les concentrations moyennes dans le déchet brut étaient supérieures à 100 mg/kg. Dans le cas des concentrations de contaminants plus faibles, le coefficient de variation pouvait atteindre 92 %.

La reproductibilité des mesures de masse volumique en vrac, de la teneur totale en matières solides et du pH des déchets bruts a semblé satisfaisante.

7.2 Propriétés des déchets solidifiés

L'analyse chimique des déchets solidifiés n'a pas toujours donné les mêmes concentrations de contaminants que les concentrations calculées à partir des concentrations dans le déchet brut et des facteurs de changement de poids pour les procédés de solidification. Cette différence peut être attribuée aux effets de la matrice, et on a supposé que la concentration de contaminants calculée était la valeur la plus précise.

Les participants industriels n'ont soumis d'échantillons en phase liquide provenant de la solidification ou de prétraitements que pour cinq des 69 produits solidifiés. Les niveaux de métaux dans ces échantillons liquides étaient en général inférieurs à 1 mg/L, tandis que les concentrations de phénol atteignaient plusieurs centaines de milligrammes par litre; dans la pratique, il faudrait que ces fractions latérales subissent un traitement additionnel.

7.3 Méthodes d'évaluation physique

Le tableau 38 résume les médianes et les plages des valeurs mesurées pour les

Tableau 38 Résumé des résultats des essais physiques

Méthode d'essai	Nombre de produits testés	Médiane	Plage			Nombre recommandé de répétitions	Précision
Masse volumique en vrac (g/cm^3)	69	1,44	0,80	à	2,18	3	±0,14
Densité							
Méthode par voie humide	69	2,48	1,75	à	3,53	4	±0,28
Méthode par voie sèche	55	2,34	2,14	à	2,54	2	±0,20
Teneur en eau (%, p^{ds}/p^{ds} frais)	69	25,8	0,88	à	63,6	3	±1,6
Conductivité hydraulique (m/s)	37	3×10^{-8}	7×10^{-10}	à	3×10^{-6}	4	630 %
Résistance à la compression sans étreinte latérale (kPa)	66	1 760	70	à	17 880	4	56 %
Résistance à l'altération par gel-dégel	52						
Nombre de cycles à échec	29*	7	1	à	12,8	4	±3
Pourcentage de perte de poids après 12 reprises du cycle (p^{ds}/p^{ds} sec)	23**	0,97	-0,17	à	8,1	4	±4,0
Résistance à l'altération par mouillage-séchage	52						
Nombre de cycles à échec	14*	7	1	à	12,5	4	±4
Pourcentage de perte de poids après 12 reprises du cycle (p^{ds}/p^{ds} sec)	38**	0,95	-8,6	à	28	4	±3,5
Propriétés calculées							
Facteur de changement de poids	69	1,79	1,14	à	6,04		
Facteur de changement de volume	69	1,55	0,96	à	4,04		
Porosité	69	0,57	0,16	à	0,81		

* Nombre de produits n'ayant pas résisté à 12 reprises du cycle.
** Nombre de produits ayant résisté à 12 reprises du cycle.

propriétés physiques de tous les déchets solidifiés. Le nombre recommandé de répétitions de l'essai est également indiqué. La valeur moyenne obtenue à l'aide de ce nombre recommandé de répétitions diffère de la moyenne réelle de population de la propriété par la précision indiquée dans la dernière colonne du tableau (au niveau de confiance de 95 %). Selon que la distribution des données est normale ou lognormale, il faut ajouter ou soustraire (±) la précision ou la multiplier ou la diviser (×/) par la moyenne pour déterminer la plage dans laquelle se trouve la vraie valeur.

7.3.1 Propriétés mécaniques

La masse volumique en vrac, la densité et la teneur en eau sont des caractéristiques physiques fondamentales du déchet solidifié qui servent également au calcul d'autres paramètres. Il peut également exister des corrélations entre ces propriétés fondamentales et la durabilité ainsi que la lixiviabilité d'un déchet solidifié, bien que celles-ci n'aient pas été abordées dans la présente étude.

Les valeurs de la masse volumique en vrac et de la teneur en eau variaient relativement largement pour les différents produits solidifiés. Cette variation était facile à détecter à cause de la bonne reproductibilité des méthodes d'un laboratoire à l'autre. On a recommandé de faire trois répétitions de chacun des essais pour obtenir une bonne précision.

Les densités des différents produits solidifiés étaient semblables entre elles du fait de la similarité des ingrédients de solidification employés. La méthode de mesure de la densité par voie sèche s'est avérée substantiellement plus précise que la méthode par voie humide, mais aucune des deux méthodes n'a permis de mettre en évidence des différences nettes entre les produits solidifiés, en raison de la plage étroite des propriétés. On peut noter que les deux répétitions recommandées pour la méthode par voie sèche produisent une estimation plus précise de la densité que les quatre répétitions recommandées pour la méthode par voie humide. En l'occurrence, la méthode par voie sèche est donc recommandée.

Les porosités calculées variaient considérablement en raison des différences dans les masses volumiques en vrac et les teneurs en eau des différents déchets solidifiés; ces porosités différentes peuvent avoir un impact sur la durabilité des déchets solidifiés et sur sa capacité de retarder la lixiviation.

Deux autres propriétés calculées, les facteurs de changement de poids et de volume pour les procédés de solidification, variaient également de manière considérable, ce qui pourrait représenter des différences substantielles au plan des coûts en matériaux, en transport et en enfouissement.

7.3.2 Conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique d'un déchet solidifié, par rapport à celle des matériaux environnants, détermine si la lixiviation a lieu par diffusion ou par advection (Côté et Bridle, 1987). En prenant la limite supérieure des conductivités hydrauliques mesurées comme estimation prudente, on a trouvé que les déchets solidifiés sont potentiellement plus perméables que les argiles. Compte tenu du fait que la perméabilité sur le terrain est souvent supérieure de plusieurs ordres de grandeur à celle mesurée en laboratoire, cette observation revêt une grande importance pratique au plan de la conception des sites d'enfouissement pour l'élimination de ces déchets.

Bien que les conductivités hydrauliques observées pour les différents produits solidifiés dans la présente étude semblaient s'étendre sur quatre ordres de grandeur, il n'a pas été possible de mettre en évidence des différences entre les produits solidifiés en raison d'une faible reproductibilité d'un laboratoire à l'autre.

Les quatre répétitions recommandées pour cet essai produisent une précision d'un seul ordre de grandeur.

Les différences entre les spécimens du même produit solidifié semblent être la cause principale de cette variabilité, mais l'élaboration d'une méthode de mesure de la conductivité hydraulique plus précise serait souhaitable. La méthode de mesure par pompe d'écoulement décrite par Znidarcic *et al.* (1986), laquelle mesure la pression requise pour induire un flux dans un échantillon, mérite d'être considérée de manière plus approfondie.

7.3.3 Durabilité

Les propriétés de résistance à la compression sans étreinte latérale ainsi que de résistance à l'altération par gel-dégel et par mouillage-séchage décrivent la durabilité du déchet. Bien entendu, l'importance de la résistance d'un déchet à l'altération par gel-dégel et par mouillage-séchage dépend étroitement de la situation géographique du site d'enfouissement.

La plage des résistances à la compression sans étreinte latérale observées était très large et la reproductibilité interlaboratoire était assez bonne pour permettre de mettre en évidence des différences nettes entre les

produits solidifiés. La plupart des produits solidifiés avaient une résistance à la compression bien plus élevée que la valeur de 50 psi (345 kPa) recommandée par l'EPA. On recommande de faire quatre répétitions de cette mesure.

La plupart des produits solidifiés ont résisté à plus de sept répétitions du cycle de gel-dégel et de mouillage-séchage. La perte de poids subie par les spécimens ayant résisté à 12 reprises du cycle de gel-dégel était négligeable, mais la perte de poids des spécimens ayant résisté à 12 reprises du cycle de mouillage-séchage couvrait l'intervalle entier de 0 à 30 %. Ainsi, il semble que l'essai de mouillage-séchage soit plus sensible aux différences entre les produits solidifiés variés.

Même avec quatre répétitions, la précision du nombre de cycles à rupture n'est que de trois cycles pour l'essai de gel-dégel et de quatre cycles pour l'essai de mouillage-séchage.

Compte tenu du fait que ces essais requièrent beaucoup de temps et de manipulations, il serait souhaitable de considérer des relations entre la résistance à l'altération et d'autres propriétés plus facilement mesurables. Il faudrait également examiner la possibilité d'une corrélation entre les résultats des deux essais de résistance à l'altération.

7.4 Méthodes d'évaluation chimique

7.4.1 Extraction à l'équilibre

L'extraction à l'équilibre a été conçue pour estimer la solubilité des contaminants dans l'eau des pores d'un déchet solidifié. L'utilisation d'une solution lixiviante d'eau distillée à un rapport liquide-solide faible permet au déchet de contrôler l'environnement chimique. Le broyage du déchet en une poudre fine permet d'atteindre relativement rapidement un état stationnaire. Les concentrations de contaminants enregistrées dans l'extraction à l'équilibre sont résumées au tableau 39.

D'une manière générale, les résultats de l'extraction à l'équilibre ont montré que les métaux tels que l'arsenic, le cadmium, le chrome, le plomb, le nickel, le mercure, le cuivre et le zinc ont une solubilité très faible dans l'environnement à pH élevé créé par la plupart des matrices de déchets solidifiés. Cela est sans doute principalement dû à la formation d'hydroxydes métalliques insolubles (sauf dans le cas de l'arsenic, lequel est précipité sous forme d'arsénite de calcium basique (Côté *et al.*, 1987b)). L'adsorption peut également contribuer à l'immobilisation des métaux, notamment du mercure. Seuls quelques procédés de solidification étudiés ont produit des faibles concentrations de cyanure, de phénol et de pentachlorophénol dans les extraits à l'équilibre.

La comparaison des concentrations des extraits à l'équilibre pour les déchets bruts et les déchets solidifiés montre que, dans les conditions de l'extraction à l'équilibre, la solidification a généralement diminué la solubilité des contaminants dans la solution synthétique du CTEU et dans le sol contaminé par une solution de préservation du bois, et celle du mercure dans la boue synthétique de la WES ainsi que dans les sédiments de dragage. Pour les autres contaminants, les concentrations des extraits des produits solidifiés étaient soit similaires, soit légèrement supérieures aux concentrations des extraits des déchets bruts. L'augmentation de la concentration des contaminants dans les extraits à l'équilibre des produits solidifiés, par rapport à celle des déchets bruts, était particulièrement marquée dans les sédiments de dragage solidifiés, bien que les concentrations dans le lixiviat soient restées faibles.

Tableau 39 Résumé des résultats de l'extraction à l'équilibre

Paramètre/déchet	Nombre de produits testés	Nombre de produits détectés	Concentration (mg/L) Médiane	Plage			Nombre de répétitions	Précision
pH								
Solution synthétique du CTEU	14	14	12,0	10,3	à	12,7	4	+0,6
Boue synthétique de la WES	14	14	12,1	11,7	à	12,8		
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	13	11,2	8,6	à	12,5		
Sédiment de dragage	15	15	11,9	7,0	à	12,9		
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	13	11,7	4,6	à	12,5		
Arsenic								
							4	150 %
Solution synthétique du CTEU	14	14	0,25	0,010	à	1,2	11	50 %
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	3	0,0018	0,0010	à	0,0028		
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	5	0,0013	0,00089	à	0,0023		
Cadmium								
							4	280 %
Solution synthétique du CTEU	14	3	0,010	0,007	à	0,011	18	50 %
Boue synthétique de la WES	14	1	0,0014	-				
Chrome								
							4	65 %
Solution synthétique du CTEU	14	13	0,11	0,022	à	5,8	5	50 %
Boue synthétique de la WES	14	14	0,083	0,012	à	2,4		
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	13	0,28	0,021	à	1,18		
Sédiment de dragage	15	14	0,048	0,011	à	0,35		
Cuivre								
							4	150 %
Sédiment de dragage	15	12	1,1	0,14	à	4,0	11	50 %
Plomb								
							4	150 %
Solution synthétique du CTEU	14	10	0,47	0,003	à	11,4	17	50 %
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	3	0,018	0,015	à	0,033		
Sédiment de dragage	15	6	0,034	0,021	à	0,089		
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	1	0,0068	-				
Mercure								
							4	550 %
Boue synthétique de la WES	14	14	1,2	0,001	à	5,4	35	50 %
Sédiment de dragage	15	5	0,00034	0,00021	à	0,0009		
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	5	0,00018	0,00012	à	0,0019		
Nickel								
							4	90 %
Boue synthétique de la WES	14	10	0,022	0,008	à	0,099	7	50 %
Thallium								
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	0	-	-			-	-
Zinc								
							4	100 %
Sédiment de dragage	15	9	0,059	0,028	à	0,45	7	50 %
Cyanure								
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	13	11,9	0,027	à	325	4	100 %
Pentachlorophénol								
							4	100 %
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	13	97	5,3	à	317	7	50 %
Phénol								
Solution synthétique du CTEU	14	14	310	2,1	à	1 880	4	10 %
Hydrocarbures aromatiques polycycliques								
							-	-
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	0	-	-				
Biphényles polychlorés								
							-	-
Sédiment de dragage	15	0	-	-				
Carbone organique total								
							4	50 %
Sédiment de dragage	15	15	251	93	à	365		
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	15	13	442	94	à	824		

Compte tenu des gammes de concentrations très faibles enregistrées, la reproductibilité analytique était généralement faible pour les métaux. On a obtenu une meilleure reproductibilité pour les contaminants organiques qui n'étaient pas bien immobilisés et qui étaient présents à des concentrations relativement élevées dans les lixiviats. Les résultats concernant les contaminants dont les concentrations dans le déchet brut étaient supérieures à 1 000 mg/kg étaient aussi généralement plus reproductibles. Les contaminants dont les concentrations dans le déchet brut étaient inférieures à 100 mg/kg avaient une concentration inférieure au seuil de détection dans les lixiviats.

La reproductibilité analytique déficiente dans la gamme des basses concentrations et la similarité des méthodes d'immobilisation dans tous les produits solidifiés (qui ont produit ces basses concentrations) ont entre autres eu pour conséquence qu'il a été difficile de mettre en évidence des différences entre les divers produits solidifiés. Toutefois, l'efficacité des procédés de solidification était manifeste si l'on se base sur les faibles concentrations obtenues, ce qui indique que l'immobilisation des métaux a bel et bien été accomplie.

Plutôt que de recommander un nombre précis de répétitions, le tableau 39 indique la précision obtenue pour chaque concentration de contaminant, calculée pour quatre répétitions (en fonction de la variabilité intralaboratoire), ainsi que le nombre de répétitions requis pour obtenir une précision de ± 50 % (c'est-à-dire ×/1,5). Pour quatre répétitions, la précision calculée varie de ± 10 à 550 % (c'est-à-dire ×/1,1 à 6,5); le nombre de répétitions pour obtenir une précision de ± 50 % varie de 4 à 35. D'après ces informations, les utilisateurs de l'essai peuvent estimer le nombre de répétitions nécessaires pour obtenir la précision requise. Le nombre de répétitions varie selon le contaminant considéré et les données disponibles quant à la variabilité analytique, mais on recommande un minimum de quatre répétitions.

7.4.2 Essai de lixiviation TCLP de l'EPA

Il s'agit d'un essai réglementaire conçu pour aider à la classification des déchets. Le tableau 40 résume les concentrations mesurées à l'aide de cette méthode dans les extraits pour différents contaminants.

Les résultats ont également indiqué que la solidification a produit des résultats plus satisfaisants dans l'insolubilisation des métaux que dans celle des composés organiques.

Si l'on compare les résultats avec les concentrations dans les lixiviats provenant de l'extraction à l'équilibre, les plages des concentrations de contaminants obtenus par l'essai de lixiviation TCLP étaient d'une manière générale plus larges du fait de la gamme plus étendue des pH causés par les différentes capacités des produits solidifiés de neutralisation d'acide. Les concentrations médianes de contaminants dans les extraits de l'essai de lixiviation TCLP étaient aussi généralement un peu plus faibles. Dans le cas des métaux, cette observation peut s'expliquer par le pH médian légèrement plus bas observé pour les extraits de l'essai de lixiviation TCLP; bien que la plupart des métaux soient bien plus solubles à pH faible qu'à pH élevé, certains sont des éléments amphotères qui sont donc un peu plus solubles à pH 12 qu'à pH 10. Dans certains cas, toutefois, l'addition d'acide dans l'essai de lixiviation TCLP a diminué le pH de l'extrait suffisamment pour augmenter la solubilité des métaux, ce qui montre l'importance de la capacité de neutralisation de l'acide d'un produit.

Tableau 40 Résumé des résultats de l'essai de lixiviation TCLP

Paramètre/déchet	Nombre de produits testés	Nombre de produits détectés	Concentration (mg/L) Médiane	Plage			Nombre de répétitions	Précision
pH								
Solution synthétique du CTEU	14	14	9,9	5,6	à	12,7	4	+0,4
Boue synthétique de la WES	14	14	10,1	7,8	à	12,5		
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	13	8,7	5,2	à	10,7		
Sédiment de dragage	15	14	7,8	4,5	à	11,6		
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	13	8,1	4,7	à	10,2		
Arsenic								
Solution synthétique du CTEU	14	14	0,17	0,0087	à	36,4	4	280 %
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	1	0,0017	-			19	50 %
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	2	-	0,0032	à	0,031		
Cadmium								
Solution synthétique du CTEU	14	8	0,099	0,003	à	31,5	4	220 %
Boue synthétique de la WES	14	2	-	0,067	à	0,091	16	50 %
Chrome								
Solution synthétique du CTEU	14	9	0,12	0,030	à	1,34	4	210 %
Boue synthétique de la WES	14	14	0,052	0,012	à	5,9	15	50 %
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	2	-	1,4	à	4,5		
Sédiment de dragage	15	4	0,020	0,0078	à	0,30		
Cuivre								
Sédiment de dragage	15	12	0,31	0,079	à	0,79	4	76 %
Plomb							6	50 %
Solution synthétique du CTEU	14	7	0,046	0,0032	à	4,3	4	1 800 %
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	0	-	-			80	50 %
Sédiment de dragage	15	0	-	-				
Sol contaminé par des substances de préservation du bois	13	1	0,011	-				
Mercure								
Boue synthétique du CTEU	14	11	0,51	0,001	à	3,1	4	180 %
Sédiment de dragage	15	5	0,0065	0,00028	à	0,013	13	50 %
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	0	-	-				
Nickel								
Boue synthétique de la WES	14	1	0,34	-			4	160 %
Thallium							11	50 %
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	0	-	-			-	-
Zinc								
Sédiment de dragage	15	12	0,16	0,085	à	19,7	4	150 %
Cyanure							11	50 %
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	13	13	7,0	1,8	à	29	4	30 %
Pentachlorophénol								
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	13	28	3,0	à	162	4	140 %
Phénol							10	50 %
Solution synthétique du CTEU	14	14	44	0,073	à	144	4	22 %
Hydrocarbures aromatiques polycycliques								
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	13	0	-	-			-	-
Biphényles polychlorés								
Sédiment de dragage	15	0	-	-			-	-

Dans le cas des composés organiques, la concentration plus faible obtenue dans les extraits de l'essai de lixiviation TCLP, par rapport à celle obtenue par extraction à l'équilibre, peut être expliquée par la dilution dans un rapport liquide-solide plus élevé dans cette procédure.

Les valeurs médianes des concentrations des extraits de l'essai de lixiviation TCLP ont été comparées aux seuils réglementaires pour les différents contaminants, tel que le précise la procédure. Cette comparaison a montré que la majorité des produits solidifiés de la solution synthétique du CTEU, de la boue synthétique de la WES et du sol contaminé par une solution de préservation du bois possédaient des caractéristiques dangereuses, tandis que la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium et les sédiments de dragage étaient non dangereux, tant avant qu'après la solidification. Dans la majorité des produits solidifiés dangereux, les contaminants posant des problèmes étaient les composés organiques et le mercure.

À cause des plages de concentrations plus larges observées dans les extraits de l'essai de lixiviation TCLP, on a pu mettre en évidence des différences entre certains produits solidifiés, bien que la plupart d'entre eux aient semblé donner des résultats similaires du fait de la variabilité interlaboratoire élevée. Ici encore, la reproductibilité était faible dans la gamme des concentrations basses, mais elle était plus satisfaisante pour les concentrations de contaminants plus élevées.

Comme dans le cas de l'extraction à l'équilibre, la précision obtenue avec quatre répétitions ainsi que le nombre de répétitions nécessaires pour obtenir la précision requise de ± 50 % (c'est-à-dire ×/1,5) ont été déterminés. Pour quatre répétitions, la précision en ce qui a trait aux différents contaminants variait de ± 20 à 280 % (c'est-à-dire ×/1,2 à 3,8) à l'exception du plomb, pour lequel la précision était de ± 7 800 % (c'est-à-dire ×/19). L'insignifiance de la précision sur la concentration du plomb s'explique par le fait que la concentration de plomb dans les extraits était extrêmement faible (en raison du pH); la concentration de plomb dans la majorité des extraits était inférieure au seuil de détection et la concentration médiane dans les autres extraits n'était que de 0,046 mg/L. Pour les autres contaminants, le nombre calculé de répétitions requis pour obtenir une précision de ± 50 % variait de 4 à 19. Ici encore, on recommande un minimum de quatre répétitions pour cet essai.

Les résultats de cet essai réglementaire sont destinés à être comparés à la valeur du seuil prévu. Si la concentration est supérieure à ce seuil, le déchet peut être classé dans la catégorie des déchets dangereux. Par conséquent, si la différence entre le niveau de contaminant et le seuil prescrit est inférieure à la précision obtenue avec quatre répétitions, un nombre supérieur de répétitions est requis pour augmenter la précision afin de déterminer si l'on dépasse réellement le seuil prescrit ou pas. Toutefois, si la solidification des métaux est efficace (d'ordinaire par la production d'hydroxydes ayant une forte capacité de neutralisation de l'acide), on obtient en général des concentrations qui sont sans équivoque inférieures au seuil prescrit.

7.4.3 Capacité de neutralisation de l'acide

La capacité de neutralisation de l'acide d'un déchet, une mesure de l'environnement chimique dans le déchet, est notamment liée à son aptitude à immobiliser les métaux, lesquels tendent à devenir solubles aux pH inférieurs à 9. Les pH mesurés pour différentes conditions d'addition d'acide sont résumés au tableau 41.

La gamme des capacités de neutralisation de l'acide enregistrées pour les différents produits solidifiés était large. Sans exception, les produits solidifiés ont été capables de neutraliser de grandes quantités d'eau souterraine acide avant d'atteindre un pH où les hydroxydes métalliques pourraient se dissoudre. Par exemple, 1 kg d'un déchet solidifié ayant une capacité de neutralisation d'acide de 2 méq/g est en mesure de neutraliser 20 000 L d'eau souterraine ayant un pH de 4.

Les distinctions entre les produits solidifiés devenaient de plus en plus nettes à mesure que la quantité d'acide ajoutée augmentait.

L'essai comprend une série de 11 additions d'acide. Pour chacun des points de mesure, trois répétitions de l'essai sont recommandées pour l'obtention d'une précision de ±2. Toutefois, le tracé d'une courbe de titration à l'aide des 11 points de mesure augmente la précision.

7.4.4 Extraction chimique séquentielle

La procédure d'extraction chimique séquentielle a été conçue pour déterminer la spéciation des métaux, ce qui fournit des renseignements sur leur disponibilité pour la lixiviation.

Le tableau 42 résume les données obtenues par extraction chimique séquentielle pour tous les contaminants. Pour les fractions B, C, D et E, les quantités extraites dans chaque fraction variaient de près de 0 à plus de 100 % pour les différents produits solidifiés. Toutefois, les pourcentages médians extraits dans les cinq fractions de l'extraction chimique séquentielle ainsi que la somme du nombre de produits solidifiés et des quantités maximales lixiviées dans chaque fraction (tableau 42) montrent que, dans la majorité des produits solidifiés, la spéciation des métaux s'est effectuée principalement dans les deuxième et troisième fractions par ordre de disponibilité (B et C). En général, on a fait les mêmes observations pour les déchets bruts. Il semble que seules des quantités négligeables de tous les contaminants ont fait l'objet de la spéciation dans la fraction pouvant être extraite par échange d'ions (A), tant pour les produits solidifiés que pour les déchets bruts et, en général, on n'en a retrouvé que de petites quantités dans les fractions D et E.

On a suggéré que les quantités contenues dans les fractions A et B représentent une estimation raisonnable de la fraction de contaminants qui est finalement disponible pour la lixiviation dans un site d'enfouissement isolé (qui est différent d'un

Tableau 41 Résumé des résultats de la capacité de neutralisation de l'acide

Quantité d'acide nitrique ajoutée (méq/g de déchet sec)	Nombre de produits testés	pH			Nombre recommandé de répétitions	Précision
		Médian	Plage			
					3	±2
0	33	12,2	10,7	à 13,2		
2,4	33	10,9	5,5	à 12,7		
7,2	31	7,2	0,8	à 11,3		
12	21	4,2	1,1	à 8,8		

Tableau 42 Résumé des résultats de l'extraction chimique séquentielle

Contaminant/déchet	Nombre de produits solidifiés ayant la plus grande quantité extraite dans la fraction				
	A	B	C	D	E
Arsenic	0	8	16	0	1
Solution synthétique du CTEU	0	7	7	0	0
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	0	1	9	0	1
Cadmium	0	16	10	2	0
Solution synthétique du CTEU	0	11	2	1	0
Boue synthétique de la WES	0	5	8	1	0
Chrome	0	24	21	1	9
Solution synthétique du CTEU	0	12	1	0	1
Boue synthétique de la WES	0	3	11	0	0
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	0	6	5	0	1
Sédiment de dragage	0	3	4	1	7
Cuivre					
Sédiment de dragage	0	5	5	5	0
Plomb	0	20	11	0	10
Solution synthétique du CTEU	0	11	3	0	0
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	0	5	1	0	6
Sédiment de dragage	0	4	7	0	4
Mercure					
Boue synthétique de la WES	0	4	10	0	0
Nickel					
Boue synthétique de la WES	0	1	13	0	0
Zinc					
Sédiment de dragage	0	13	2	0	0
TOTAL (pour tous les métaux)	0	91	104	8	20

site d'enfouissement protégé) tandis que la quantité contenue dans la fraction C peut être disponible dans des conditions plus rigoureuses d'élimination combinée à celle des déchets solides municipaux et que les fractions D et E restaient non disponibles pour la lixiviation (Kramer *et al.*, 1988). Ainsi, il semble que la spéciation d'une

grande partie des métaux les ait rendus non disponibles pour la lixiviation dans un site d'enfouissement isolé dans plus de la moitié des cas étudiés.

En comparaison avec les concentrations de contaminants calculées pour les produits solidifiés, le total des cinq fractions pouvait mener à une surestimation de la concentration de contaminants dans les échantillons de 2 à 86 %, à l'exception de celle de l'arsenic dans les produits solidifiés de la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium, laquelle tendait à être sous-estimée. La surestimation peut être due à l'entraînement du contaminant d'une fraction à l'autre par suite d'un lavage inadéquat entre les différentes étapes. La digestion et l'analyse totales des métaux devraient toujours être effectuées en parallèle avec l'extraction chimique séquentielle.

Pour les deux déchets synthétiques, la solidification a indiscutablement amélioré la spéciation des contaminants; pour les deux autres déchets testés, la boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium et les sédiments de dragage, la détermination du type de contaminant a été altérée par la solidification, mais n'a néanmoins pas toujours été améliorée.

En raison de la similarité des méthodes d'immobilisation et de la mauvaise reproductibilité interlaboratoire, il n'a pas été possible de dégager de différence entre les produits solidifiés pour cet essai. Il est nécessaire d'apporter des améliorations à cet essai pour pouvoir préciser les distinctions entre les fractions et réduire la variabilité interlaboratoire. Compte tenu du fait que les différences entre la spéciation des fractions B et C peuvent être critiques pour déterminer si un contaminant peut être lixivié ou pas, il est particulièrement important de pouvoir différencier ces deux fractions.

Le calcul du nombre de répétitions pour cet essai est basé sur la variabilité intralaboratoire moyenne de tous les contaminants dans toutes les fractions. La précision est de ±150 % (c'est-à-dire ×/2,5) du pourcentage extrait pour quatre répétitions; 10 répétitions sont requises pour une précision de ±50 % (c'est-à-dire ×/1,5) du pourcentage extrait.

7.4.5 Essai de lixiviation dynamique

L'indice de lixiviabilité (c'est-à-dire le logarithme négatif du coefficient de diffusion apparente) calculé pour les quantités lixiviées dans chaque intervalle de l'essai de lixiviation dynamique fournit une mesure de la mobilité du contaminant dans la matrice du déchet solidifié en cas de contrôle par diffusion.

Les résultats de l'essai de lixiviation dynamique sont résumés au tableau 43. D'une manière générale, il semble que la solidification ait diminué le coefficient de diffusion apparente des métaux de 4 à 11 ordres de grandeur par rapport au coefficient de diffusion moléculaire du contaminant en solution aqueuse pure. Le coefficient de diffusion apparente des composés organiques n'a été diminué que de 1 à 7 ordres de grandeur.

La représentation graphique de la fraction cumulative lixiviée en fonction de la racine carrée du temps, afin de vérifier l'hypothèse du contrôle par diffusion inhérente à cet essai, a permis d'identifier quatre méthodes de lixiviation : le contrôle par diffusion, le contrôle par diffusion suivant une résistance initiale à la lixiviation, le contrôle par diffusion suivant un lavage initial rapide des contaminants et la libération linéaire en fonction du temps (dans le cas de l'arsenic).

Tableau 43 Résumé des résultats de l'essai de lixiviation dynamique

Paramètre/déchet	Nombre de produits testés	Nombre de XL calculés*	Indice de lixiviabilité Médiane	Plage			Nombre de répétitions recommandé	Précision
Arsenic							1	+0,7
Solution synthétique du CTEU	11	11	11,3	9,2	à	14,7		
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	11	0	-	-				
Cadmium							1	+0,6
Solution synthétique du CTEU	11	3	13,8	11,7	à	16,0		
Chrome							1	+0,6
Solution synthétique du CTEU	11	8	12,2	10,3	à	13,3		
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	11	11	11,6	9,6	à	13,0		
Plomb							1	+0,8
Solution synthétique du CTEU	11	9	12,7	9,1	à	14,5		
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	11	9	9,1	7,1	à	10,2		
Thallium							-	-
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	11	9	-	-				
Cyanure							1	+0,4
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	11	11	8,4	6,3	à	11,6		
Pentachlorophénol							1	+0,4
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	12	11	8,5	7,7	à	10,7		
Phénol							1	+0,4
Solution synthétique du CTEU	11	11	7,7	6,4	à	11,8		

Remarques : XL = indice de lixiviabilité.
* L'indice de lixiviabilité n'a pas pu être calculé lorsque la concentration de contaminant dans le lixiviat de plus d'un intervalle était inférieure au seuil de détection.

On a également montré que la plupart des spécimens se sont comportés comme un milieu semi-infini, ce qui constituait une hypothèse inhérente à l'essai. On a procédé à la comparaison des concentrations mesurées dans les lixiviats de l'essai de lixiviation dynamique et des concentrations mesurées par extraction à l'équilibre afin de vérifier l'hypothèse d'une force d'entraînement maximale de lixiviation, c'est-à-dire une concentration nulle à la surface de l'échantillon. Les concentrations dans les extraits à l'équilibre étaient bien supérieures à celles des lixiviats de l'essai de lixiviation dynamique, sauf lorsque la concentration dans les deux essais était proche du seuil de détection ou inférieure à celui-ci.

La reproductibilité de cette méthode s'est avérée excellente, au sein de chaque laboratoire et d'un laboratoire à l'autre, ce qui a permis de mettre en évidence des différences nettes entre les produits solidifiés. Une seule répétition de cet essai est recommandée, car un seul essai représente la moyenne des résultats provenant de sept à neuf intervalles de lixiviation. On ne doit pas calculer d'indice de lixiviabilité lorsque les données provenant de plus d'un intervalle de lixiviation sont inférieures au seuil de détection.

7.5 Méthodes d'évaluation micromorphologique

Les conclusions tirées des analyses par diffraction aux rayons X, par microscopie électronique à balayage avec analyse aux rayons X à dispersion d'énergie et par microscopie optique ne sont pas définitives,

en raison de la taille microscopique des échantillons étudiés à l'aide de ces techniques. Les produits solidifiés sont en général hétérogènes à l'échelle microscopique; il est donc difficile d'obtenir un échantillon représentatif. Par conséquent, ces méthodes ne peuvent être que des outils de recherche permettant d'étudier certaines caractéristiques bien définies sur quelques échantillons, plutôt que des méthodes générales pour l'étude globale d'un grand nombre de produits solidifiés. Les observations faites grâce aux quatre techniques micromorphologiques sont d'une plus grande utilité lorsqu'elles sont mises en rapport les unes avec les autres.

Les données obtenues par diffraction aux rayons X et par microscopie électronique à balayage ont montré que le ciment Portland et les pouzzolanes (notamment les cendres volantes de combustion du charbon, les scories, etc.) constituaient les principaux ingrédients d'un grand nombre de produits solidifiés. Toutefois, plusieurs des pics enregistrés sur les spectres de diffraction aux rayons X sont restés non identifiés, de même que certaines phases cristallines par microscopie électronique à balayage. Les interférences entre les pics d'éléments différents ont constitué un problème constant pour l'analyse par rayons X à dispersion d'énergie. Ces phénomènes variaient tous selon le déchet et le procédé de solidification.

D'après les données obtenues par l'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie, il semble que les métaux présents dans la solution synthétique du CTEU étaient distribués uniformément dans les produits solidifiés. On a remarqué une certaine interaction dans ce déchet entre le phénol et les matrices sur les spectres de diffraction aux rayons X.

Dans le cas de la boue synthétique de la WES, la microscopie électronique à balayage, la diffraction aux rayons X et la microscopie optique ont montré que les particules de boue (d'un diamètre approximatif de 40 µm) étaient encapsulées par les matrices dans la majorité des produits. D'après l'analyse aux rayons X à dispersion d'énergie, il appert que les métaux sont principalement restés associés aux particules de boue initiales, bien qu'il ait pu se produire à nouveau une légère spéciation.

Dans le cas des produits solidifiés du sol contaminé par une solution de préservation du bois, l'interaction entre le pentachlorophénol et la matrice n'a presque pas été caractérisée, car la matrice du sol était prédominante dans les observations par microscopie électronique à balayage et par diffraction aux rayons X.

7.6 Recommandations

7.6.1 Sources d'erreur

Bien que les méthodes analytiques aient fait l'objet d'une entente et soient strictement précisées, tous les laboratoires n'ont pas utilisé des méthodes identiques. L'élaboration de méthodes normalisées et plus complètes dans les trois laboratoires aurait réduit une source importante d'erreur d'un laboratoire à l'autre.

La conservation prolongée des échantillons d'analyse pendant des durées variables dans les trois laboratoires surchargés risque également d'avoir augmenté la variabilité. Une telle pratique devrait être évitée.

À l'exception du cas des mesures de résistance à la compression sans étreinte latérale, le temps de maturation des produits solidifiés avant essai a également varié considérablement pour les trois laboratoires. Ce facteur n'a probablement pas influé de manière significative sur la variation des résultats, mais il est souhaitable de se

conformer à la période de maturation normale de 56 jours.

7.6.2 Potentiel d'application des méthodes d'essai

Chacune des méthodes d'essai mises en oeuvre et analysées dans la présente étude a été conçue pour mesurer une propriété différente des déchets solidifiés. Ces propriétés des déchets solidifiés n'ont une signification que dans le contexte de l'environnement d'élimination proposé. Pour un scénario d'élimination particulier, certaines propriétés sont plus importantes que d'autres. Par conséquent, le choix des essais et des critères de performance pour ces essais dépend des propriétés qui sont importantes dans le scénario d'élimination choisi. À titre de suivi de la présente étude, un document contenant les recommandations des critères de performance pour quatre scénarios différents d'élimination et d'utilisation a été préparé (CTEU, 1990).

L'analyse de la reproductibilité des méthodes d'essai et des gammes de propriétés rencontrées dans la présente étude a montré que les essais variaient de par leurs capacités de mettre en évidence des différences entre les produits solidifiés, bien que tous les essais aient pu permettre de mesurer la propriété en question. Il convient de prendre en considération la reproductibilité d'une méthode d'essai lorsque l'on conçoit un programme d'essai ou que l'on interprète les résultats des essais.

7.6.3 Travaux futurs

L'analyse et l'interprétation des résultats de cette étude ont été limitées par les objectifs définis à l'origine, en raison de la grande quantité de données produites. Toutefois, il serait intéressant de poursuivre l'analyse de ces données, notamment en ce qui concerne les relations entre les propriétés des différents produits solidifiés.

Les méthodes d'essai examinées dans cette étude représentent les techniques les plus récentes au moment où l'analyse a été entreprise et couvrent une vaste gamme de propriétés des produits solidifiés. Toutefois, l'élaboration de méthodes d'essai est un processus évolutif; à mesure que la technologie et la compréhension des caractéristiques des déchets progressent, il importe de continuer à perfectionner les méthodes existantes et à en élaborer de nouvelles.

Il serait souhaitable, en particulier, de continuer à développer des méthodes permettant d'étudier les paramètres suivants : disponibilité des contaminants, stabilité des déchets dans des environnements à potentiels d'oxydo-réduction différents, immobilisation des contaminants organiques et biodégradabilité.

Les résultats de la présente étude indiquent également que le confinement de quantités même relativement faibles de composés organiques dans des types de déchets principalement inorganiques n'est pas facilement altéré par la solidification. L'élaboration de formules de solidification permettant un meilleur confinement des composés organiques est essentielle si l'on veut appliquer cette technologie au nettoyage des sites ou au traitement des déchets complexes contenant des traces de contaminants organiques, et ce, sans prétraitement.

Références

AEC (Alberta Environmental Centre), «Interpretation of Preliminary Interlaboratory Reproductivity Subproject Test Results», rapport interne, 1985a.

AEC (Alberta Environmental Centre), «Analytical Methods», document interne, 1985b.

ANS (American Nuclear Society), «Measurement of the Leachability of Solidified Low-level Radioactive Wastes», ANSI/ANS 16.1, 1986.

APHA (American Public Health Association), «Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater», Washington, D.C., 1981.

ASTM (American Society for Testing and Materials), 4th International Symposium on Solidification/Stabilization of Hazardous and Radioactive Waste, 1989.

BOX, G.E., W.G. HUNTER et J.S. HUNTER, *Statistics for Experimenters; An Introduction to Design, Data Analysis, and Model Building*, John Wiley and Sons, New York, New York, 1978.

BRUNAUER, S., «Some Aspects of the Physics and Chemistry of Cement», *The Science of Engineering Materials*, J.E. Goldman, John Wiley & Sons, Inc., éd., New York, New York, 1957.

Centre technique des eaux usées, «Determination of the Time for Achievement of Equilibrium in a Distilled Water Extraction», rapport interne, juin 1984.

Centre technique des eaux usées, «Analytical Methods for Investigation of Test Methods for Solidified Waste Characterization», document interne, 1985.

Centre technique des eaux usées, «Proposed Evaluation Protocol for Stabilized/Solidified Waste», document provisoire, 1990.

CHAMBERS, J.M., W.S. CLEVELAND, B. KLEINER et P. TUKEY, «Graphical Methods for Data Analysis», *Wadsworth Statistics/Probability Series*, Duxbury Press, Boston, Massachusetts, 1983.

CÔTÉ, P.L. et T.R. BRIDLE, «Long-term Leaching Scenarios for Cement-based Waste Forms», *Waste Management and Research*, 5 : 55-66, 1987.

CÔTÉ, P.L., T.R. BRIDLE et A. BENEDEK, «An Approach for Evaluating Long Term Leachability from the Measurement of Intrinsic Waste Properties», *Hazardous and Industrial Solid Waste Testing and Disposal: Sixth Volume*, D. Lorenzen, R.A. Conway, L.P. Jackson, A. Hamza, C.L. Perket et W.J. Lacy, éd., American Society for Testing and Materials, Philadelphie, Pennsylvanie, ASTM STP 933: 63-78, 1987a.

CÔTÉ, P.L., T.W. CONSTABLE et A. MOREIRA, «An Evaluation of Cement-based Waste Forms Using the Results of Approximately Two Years of Dynamic Leaching», *Nuclear and Chemical Waste Management*, 7: 129-139, 1987b.

CÔTÉ, P.L. et D.P. HAMILTON, «Leachability Comparison of Four Hazardous Waste Solidification Processes», 38th Annual Purdue Industrial Waste Conference, mai 1983.

CÔTÉ, P.L. et D. ISABEL, «Application of a Dynamic Leaching Test to Solidified Hazardous Wastes», *Hazardous and Industrial Waste Management and Testing: Third Symposium*, American Society for Testing and Materials, Philadelphie, Pennsylvanie, ASTM STP 851, 1984.

CULLINANE, J., M. BRICKA et N. FRANCINGUES, «An Assessment of Materials that Interfere with Stabilization/Solidification Processes», compte rendu du 13th Annual Research Symposium, Cincinnati, Ohio, Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, Environmental Protection Agency des États-Unis, mai 1987.

FRASER, J.L. et K.R. LUM, «Availability of Elements of Environmental Importance in Incinerated Sludge Ash», *Environmental Science and Technology*, 17(1), 1983.

GODBEE, H.W. et D.S. JOY, «Assessment of the Loss of Radioactive Isotopes from Waste Solids to the Environment. Part 1: Background and Theory», Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, TM-4333, 1974.

GOLDSTEIN, J.I. *et al.*, «Scanning Electron Microscopy and X-ray Microanalysis; A Text for Biologists, Materials Scientists and Geologists», Plenum Press, New York, New York, 1984.

HANNAK, P., A. LIEM et P. CÔTÉ, «Methods for Evaluating Solidified Waste», compte rendu du Second Annual USEPA Symposium on Solid Waste Testing and Quality Assurance, Washington, D.C., 1986.

JCPDS, *Powder Diffraction File*, International Centre for Diffraction Data, Swarthmore, Pennsylvanie, 1986.

KRAMER, J.R., J. GLEED, P. BRASSARD et P.V. COLLINS, «Comparison of Various Leachate Extraction Procedures for the Characterization of Inorganics in Waste», compte rendu de la conférence sur le transfert de technologie du ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1988.

POJASEK, R.B., éd., *Toxic and Hazardous Waste Disposal*, vol. 1 et 2, Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan, 1979.

RECKHOW, K.H. et S.C. CHAPRA, *Engineering Approaches for Lake Management. Volume 1: Data Analysis and Empirical Modeling*, Butterworth Publishers, Boston, Massachusetts, 1983.

ROY, A. et H. EATON, «Solidification/Stabilization of Hazardous Wastes: Microscopic Evidence of Chemical Interaction», Louisiana State University, 1989.

SACHS, L., *Applied Statistics - A Handbook of Techniques*, Springer-Verlag, New York, New York, 1984.

SKOOG, D.A. et D.L. WEST, *Analytical Chemistry: An Introduction*, Holt, Rinehart and Winston, Inc., New York, New York, 1974.

STEGEMANN, J.A. et P.L. CÔTÉ, «The Effect of the Contaminant

Immobilization Mechanism on ANS 16.1», rapport préparé pour la Division of Environmental Chemistry, American Chemical Society, Dallas, Texas, avril 1989.

STENEKER, R.C.H., H.A. VAN DER SLOOT et H.A. DAS, «Leaching Studies on Dredged Material in Oxidized and Reduced State», Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN), 1987.

TESSIER, A., P.G.C. CAMPBELL et M. BISSON, «Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulated Trace Metals», *Analytical Chemistry*, 51(7), juin 1979.

United States Army Engineers' Waterways Experiment Station, *Guide to the Disposal of Chemically Stabilized and Solidified Waste*, Municipal Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 1984.

United States Environmental Protection Agency, «Test Methods for the Evaluation of Solid Waste, Physical/Chemical Methods», Office of Water and Waste Management, Washington, D.C., SW-846, 1980.

United States Environmental Protection Agency, *Statutory Interpretive Guidance Document*, nº 530-SW-86-016, juin 1986.

ZNIDARCIC, D., R.L. SCHIFFMAN et M.K. MALONE, «The Flow Pump Permeability System», rapport préparé pour le United States Bureau of Reclamation, Geotechnical Division, Denver, Colorado, août 1986.

Annexe A

Renseignements des participants industriels

Remarque : Les annexes B à J figurant dans la table des matières sont disponibles sur demande.

A&A
Anderson Tank Service
10471 No. 3 Road
Richmond, British Columbia
V7A 1W8
Canada

Personne-ressource : M. W. Tilbury

Déchet brut	Code de produit solidifié
Solution synthétique du CTEU	Non révélé
Boue synthétique de la WES	Non révélé
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Non révélé
Sédiment de dragage	Non révélé
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Non révélé

Remarque : Aucun autre renseignement n'a été divulgué.

Chemfix Technologies Inc.
P.O. Box 1572
1675 Airline Highway
Kenner, Louisiana
70063
U.S.A.

Personne-ressource : M. P. LO

Déchet brut	Code de produit solidifié
Solution synthétique du CTEU	Non révélé
Boue synthétique de la WES	Non révélé
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Non révélé
Sédiment de dragage	Non révélé
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Non révélé

Remarque : Aucun autre renseignement n'a été divulgué.

Chemical Waste Management Inc.
150 West 137th Street
Riverdale, Illinois
60627
U.S.A.

Personne-ressource : M. Jesse Connor

Déchet brut	Code de produit solidifié
Solution synthétique du CTEU	Non révélé
Boue synthétique de la WES	Non révélé
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Non révélé
Sédiment de dragage	Non révélé
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Non révélé

Remarque : Aucun autre renseignement n'a été divulgué.

Dansk Beton Teknik A/S
Hellerupland Alle 21
Hellerup, Danemark
DK-2900

Personne-ressource : M. Anders Henrichsen

Déchet brut	Code de produit solidifié
Solution synthétique du CTEU	DGBF
Boue synthétique de la WES	GBFB
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	AIHF
Sédiment de dragage	HBBK
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	CDHB

Remarque : Voir fiches d'information aux pages suivantes.

Fiche d'information sur les procédés

Solution synthétique du CTEU

Nom de la compagnie : Dansk Beton Teknik A/S

Traitement du déchet avant solidification? Non

Masse du déchet solidifié : 2688 g

Additif	Quantité ajoutée (g)
1. Ciment	5 000
2. Sable	3 000
3. Micro-matière de charge	1 000
4. Eau et plastifiant	632

Temps de mélange (min) : 5

Fiche d'information sur les procédés

Boue synthétique de la WES

Nom de la compagnie : Dansk Beton Teknik A/S

Traitement du déchet avant solidification? Non

Masse du déchet solidifié : 18 000 g

Additif	Quantité ajoutée (g)
1. Ciment	18 000
2. Sable	2 000
3. Micro-matière de charge	5 800
4. Eau et plastifiant	4 200

Ordre d'addition : Un tiers du ciment a été ajouté et mélangé avant le reste.

Temps de mélange (min) : 5

Fiche d'information sur les procédés

Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium

Nom de la compagnie : Dansk Beton Teknik A/S

Traitement du déchet avant solidification? Non

Masse du déchet solidifié : 6 880 g

Additif	Quantité ajoutée (g)
1. Ciment	2 500
2. Sable	2 500
3. Micro-matière de charge + superplastifiant	1 000

Temps de mélange (min) : 5

Fiche d'information sur les procédés

Sédiment de dragage

Nom de la compagnie : Dansk Beton Teknik A/S

Traitement du déchet avant solidification? Non

Masse du déchet solidifié : 8 265 g

Additif	Quantité ajoutée (g)
1. Matériau poreux	10 657
2. Ciment	2 044
3. Micro-matière de charge	545
4. Sable	3 736
5. Eau et plastifiant	1 000

Ordre d'addition : Le matériau poreux a été ajouté en premier.

Temps de mélange (min) : 5

Fiche d'information sur les procédés

Sol contaminé par une solution de préservation du bois

Nom de la compagnie : Dansk Beton Teknik A/S

Traitement du déchet avant solidification? Non

Masse du déchet solidifié : 4 285 g

Additif	Quantité ajoutée (g)
1. Ciment	5 000
2. Micro-matière de charge	1 000
3. Sable	1 000
4. Eau et plastifiant	1 000

Temps de mélange (min) : 5

Dofasco Incorporée
Box 460 1330
Burlington Street East
Hamilton, Ontario
L8N 3J5
Canada

Personne-ressource : M. Murray Greenfield

Déchet brut	Code de produit solidifié
Solution synthétique du CTEU	Non révélé
Boue synthétique de la WES	Non révélé
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Non révélé
Sédiment de dragage	Non révélé
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Non révélé

Remarque : Aucun autre renseignement n'a été divulgué.

Harmon Environmental Services
5221 Militia Hill Road
Plymouth Meeting, Pennsylvania
19462
U.S.A.

Personne-ressource : M. W. Webster

Déchet brut	Code de produit solidifié
Solution synthétique du CTEU	HDGF
Boue synthétique de la WES	ECGH
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	HHHC
Sédiment de dragage	AEHH
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	EIDA

Remarque : Aucun autre renseignement n'a été divulgué.

Centre de recherche géotechnique
Université McGill
817, rue Sherbrooke ouest
Montréal (Québec)
H3A 2K6
Canada

Personne-ressource : M. R. Yong

Déchet brut	Code de produit solidifié
Solution synthétique du CTEU	Non solidifié
Boue synthétique de la WES	Non solidifié
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Non solidifié
Sédiment de dragage	DBCC
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Non solidifié

Remarque : Aucun autre renseignement n'a été divulgué.

Peterson Contractors Inc.
104 Blackhawk
Reinbeck, Iowa
50669
U.S.A.

Personne-ressource : M. Bill Heithoff Jr.

Déchet brut	Code de produit solidifié
Solution synthétique du CTEU	Non révélé
Boue synthétique de la WES	Non révélé
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Non révélé
Sédiment de dragage	Non révélé
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Non révélé

Remarque : Aucun autre renseignement n'a été divulgué.

The PQ Corporation
280 Cedar Grove Road
Lafayette Hill, Pennsylvania
19444
U.S.A.

Personne-ressource : Mme E. Davis

Déchet brut	Code de produit solidifié
Solution synthétique du CTEU	Non révélé
Boue synthétique de la WES	Non révélé
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Non révélé
Sédiment de dragage	Non révélé
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Non révélé

Remarque : Aucun autre renseignement n'a été divulgué.

Solidtek Systems Inc.
P.O. Box 888
5371 Cook Road
Morrow, Georgia
30260-0888
U.S.A.

Personne-ressource : M. J. Slemmer

Déchet brut	Code de produit solidifié
Solution synthétique du CTEU	Non révélé
Boue synthétique de la WES	Non révélé
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Non révélé
Sédiment de dragage	Non révélé
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Non révélé

Remarque : Aucun autre renseignement n'a été divulgué.

Stablex Canada Inc.
760, boulevard Industriel
Blainville (Québec)
J7C 3V4
Canada

Personne-ressource : M. P. Grenier

Déchet brut	Code de produit solidifié
Solution synthétique du CTEU	Non révélé
Boue synthétique de la WES	Non révélé
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Non révélé
Sédiment de dragage	Non révélé
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Non révélé

Remarque : Aucun autre renseignement n'a été divulgué.

Tricil Limitée
89 Queensway West
Mississauga, Ontario
L5B 2V2
Canada

Personne-ressource : M. P. Suppa

Déchet brut	Code de produit solidifié
Solution synthétique du CTEU	FAIG
Boue synthétique de la WES	AIEI
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	EABB
Sédiment de dragage	DBFK
Sol contaminé par une solution du bois	IAHE

Remarque : Voir les fiches d'information aux pages suivantes.

Fiche d'information sur les procédés

Solution synthétique du CTEU

Nom de la compagnie : Tricil Limitée

Traitement du déchet avant solidification? Non

Masse du déchet solidifié : 7,5 L

Additif	Quantité ajoutée
1. Acide de décapage	5,2 L
2. Scories	1 120 g
3. Chaux	1 390 g
4. Scories	2 000 g
5. Ciment	1 200 g

Temps de mélange (min) : (1+2+3) 1 h, (4+5) 0,5 h

Autres détails importants du procédé : Filtration de 6,2 L après 1,2,3

Fiche d'information sur les procédés

Boue synthétique de la WES

Nom de la compagnie : Tricil Limitée

Traitement du déchet avant solidification? Non

Masse du déchet solidifié : 6 000 g

Additif	Quantité ajoutée (g)
1. Solution H_2SO_4	19 640
2. Scories	1 140
3. Chaux	2 210
4. Scories	5 000
5. Ciment	4 100

Temps de mélange (min) : (1+2+3) 1 h, (4+5) 0,5 h

Autres détails importants du procédé : Filtration de 13 L après 1,2,3

Fiche d'information sur les procédés

Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium

Nom de la compagnie : Tricil Limitée

Traitement du déchet avant solidification? Non

Masse du déchet solidifié : 5 000 g

Additif	Quantité ajoutée (g)
1. Scories	2 000
2. Chaux	650
3. Ciment	1 500
4. Eau	3 000

Temps de mélange (min) : (1+2+3+4) 0,5 h

Fiche d'information sur les procédés

Sédiment de dragage

Nom de la compagnie : Tricil Limitée

Traitement du déchet avant solidification? Non

Masse du déchet solidifié : 8 000 g

Additif	Quantité ajoutée
1. Acide chlorhydrique	2,4 L
2. Scories	480 g
3. Chaux	900 g
4. Scories	2 500 g
5. Ciment	750 g

Temps de mélange (min) : (1+2+3) 1 heure, (4+5) 0,5 h

Fiche d'information sur les procédés

Sol contaminé par une solution de préservation du bois

Nom de la compagnie : Tricil Limitée

Traitement du déchet avant solidification? Non

Masse du déchet solidifié : 2 500 g

Additif	Quantité ajoutée (g)
1. Eau	1 500 g
2. Scories	900 g
3. Chaux	500 g
4. Scories	350 g
5. Ciment	1 200 g

Temps de mélange (min) : (1+2+3+4+5) 0,5 h

United States Gypsum Company
700 North Highway 45
Libertyville, Illinois
60048
U.S.A.

Personne-ressource : M. K. Watkins

Déchet brut	Code de produit solidifié
Solution synthétique du CTEU	Non révélé
Boue synthétique de la WES	Non révélé
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Non révélé
Sédiment de dragage	Non révélé
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Non révélé

Remarque : Aucun autre renseignement n'a été divulgué.

Velsicol Chemical Corporation
2603 Corporate Avenue, Suite 100
Memphis, Tennessee
38132
U.S.A.

Personne-ressource : M. George Harvell

Déchet brut	Code de produit solidifié
Solution synthétique du CTEU	Non révélé
Boue synthétique de la WES	Non révélé
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Non révélé
Sédiment de dragage	Non révélé
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Non révélé

Remarque : Parmi les additifs de solidification figuraient le ciment Portland et les cendres volantes.

West-Paine Laboratories
7979 GSRI Avenue
Baton Rouge, Louisiana
70820
U.S.A.

Personne-ressource : M. P. West

Déchet brut	Code de produit solidifié
Solution synthétique du CTEU	Non révélé
Boue synthétique de la WES	Non révélé
Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Non révélé
Sédiment de dragage	Non révélé
Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Non révélé

Remarque : Aucun autre renseignement n'a été divulgué.